J.R.M. Kelso
C.K. Minns
J.E. Gray
M.L. Jones

L'acidification des eaux de surface dans l'est du Canada et son incidence sur le biote aquatique

87-04650/

Publication spéciale canadienne des sciences halieutiques et aquatiques 87

(Traduction de l'anglais par Hélène Bernard et Serge Gagné de la publication spéciale de J.R.M. Kelso, C.K. Minns, J.E. Gray et M.L. Jones intitulée *Acidification of Surface Waters in Eastern Canada and its Relationship to Aquatic Biota*, publiée en 1986).

L'acidification des eaux de surface dans l'est du Canada et son incidence sur le biote aquatique

J.R.M. Kelso

Ministère des Pêches et des Océans
Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands Lacs
1219, rue Queen est
Sault Ste. Marie (Ontario) P6A 5M7

C.K. Minns

Ministère des Pêches et des Océans
Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands Lacs
867, chemin Lakeshore
Burlington (Ontario) L7R 4A6

J.E. Gray

Ministère des Pêches et des Océans
Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands Lacs
1219, rue Queen est
Sault Ste. Marie (Ontario) P6A 5M7

M.L. Jones

Environmental and Social Systems Analysts Ltd.
66, rue Isabella, bureau 102
Toronto (Ontario) M4Y 1N3

MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS
Ottawa 1987

Publié par
Pêches et Océans
Direction générale des communications
Direction de l'information et des publications

Published by
Fisheries and Oceans
Communications Directorate
Information and Publications Branch

Ottawa K1A 0E6

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1987

En vente dans les librairies autorisées, les autres librairies,
ou, par commande payable à l'avance, au
Centre d'édition du gouvernement du Canada,
Approvisionnements et Services Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0S9.

Les chèques ou mandats, payables en monnaie canadienne,
doivent être faits à l'ordre du Receveur général du Canada.

Un exemplaire de cette publication a été déposé,
pour référence, dans les bibliothèques publiques du Canada.

Canada : 6 $
Autres pays : 7,20 $

N° de cat. Fs 41-31/87F
ISBN 0-660-91707-6
ISSN 0706-649X

Prix sujet à changement sans avis préalable

Tous droits réservés. On ne peut reproduire aucune partie du présent ouvrage, sous quelque forme ou par quelque procédé que ce soit (électronique, mécanique, photographique), ni en faire un enregistrement sur support magnétique ou autre pour fins de dépistage ou de diffusion, sans autorisation écrite préalable des Services d'édition, Centre d'édition du gouvernement du Canada, Ottawa, Canada K1A 0S9.

Directrice générale : Dixi Lambert
Directrice : Johanna M. Reinhart, M.Sc.
Services de rédaction et d'édition : Micheline Gilbert
Compositeur : Aubut & Associates Ltd.
Imprimeur : Motion Creative Printing
Conception graphique : André, Gordon and Laundreth Inc., Ottawa (Ontario)

On devra référer comme suit à cette publication :

KELSO, J.R.M., C.K. MINNS, J.E. GRAY ET M.L. JONES. 1987. L'acidification des eaux de surface dans l'est du Canada et son incidence sur le biote aquatique. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 87 : 47 p.

Table des matières

Résumé/Abstract iv

Introduction 1

Méthodologie 1
- Choix des lieux d'échantillonnage 1
- Protocole de prélèvement des échantillons 1
- Méthodes d'analyse 2
- Méthodes statistiques 2

Chimie de l'eau et morphométrie des lacs 3
- Caractéristiques générales des lacs 3
- Bilan de charge 6
- Le rapport entre la superficie des bassins versants et celle des lacs modifie-t-il l'alcalinité des lacs dans l'est du Canada? 7
- Est-il prouvé que les lacs ont été touchés sur le plan chimique par les dépôts acides? 7
- La concentration de SO_4^{-2} est-elle plus élevée dans les lacs à haute altitude? 8
- Existe-t-il un rapport entre les concentrations de SO_4^{-2} dans un lac et les dépôts atmosphériques? 9
- Le rapport observé entre le pH et l'alcalinité correspond-il au modèle théorique? 9
- Les propriétés chimiques des lacs dans l'est du Canada sont-elles conformes au modèle d'Henriksen? 15
- Pour mesurer les concentrations de métaux dans les lacs, quel est l'élément le plus important : les dépôts ou l'emplacement (géologie)? 18
- Quels sont les facteurs responsables des différences entre les lacs? 20

Pêches 21
- Représentation des espèces 21
- Quels facteurs influent sur la variété et l'abondance des espèces de poissons dans l'est du Canada? 22
- Le pH influe-t-il sur la variété et l'abondance des poissons dans les lacs de l'est du Canada? 22
- En général, quels facteurs influent sur la variété et l'abondance des poissons dans les lacs de l'est du Canada? 24
- Le pH modifie-t-il le développement des poissons (reflété par le coefficient de condition) dans les lacs de l'est du Canada? 25
- Peut-on prévoir la présence de certaines espèces dans les lacs? 25
- Quels facteurs influent sur la charge corporelle en métaux à l'état de traces des poissons dans l'est du Canada? 28

Plancton et benthos 29
- Quelles propriétés des lacs influent sur la composition et la variété des communautés phytoplanctoniques? 30
- Quelles propriétés des lacs influent sur la composition et la variété des communautés zooplanctoniques? 33
- Quels sont les facteurs qui influent sur la composition et la taille des communautés benthiques? 34

Cours d'eau 34
- Le débit influe-t-il sur le pH des cours d'eau? 35

Étendue des zones menacées 35

Résumé à l'intention de la direction 39

Remerciements 40

Références 41

Annexe A. Laboratoires qui ont analysé les poissons et les échantillons d'eau 45

Annexe B. Calcul du pH à partir de l'alcalinité et du COD 46

Résumé

KELSO, J.R.M., C.K. MINNS, J.E. GRAY ET M.L. JONES. 1987. L'acidification des eaux de surface dans l'est du Canada et son incidence sur le biote aquatique. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 87 : 47p.

Des données recueillies par le ministère des Pêches et des Océans dans des lacs et des rivières de l'est du Canada, sujets à des dépôts atmosphériques de plus de 20 kg •ha $^{-1}$•a^{-1} de SO_4^{-2}, ont indiqué que la tendance à la baisse des espèces de poisson, de phytoplancton, de zooplancton et de benthos au-dessous de pH 6 persiste. Non seulement il y a moins d'espèces sous un pH de 6, mais l'abondance, de poissons du moins (d'après les prises par unité d'effort), décline au fur et à mesure que baisse le pH. Il est aussi évident que les limites de l'habitat aquatique ont une nette incidence sur la diversité à tous les niveaux de la communauté. Cet effet intrinsèque de l'habitat est fonction du pH et de l'alcalinité. La charge corporelle des poissons en métaux à l'état de traces (Hg, Al, Mn, Fe) semble peu liée à l'acidité et à l'alcalinité du lac. Dans toutes les provinces, il y avait des poissons venus de lacs éloignés et contaminés par des quantités de Hg dépassant les limites permises pour la santé des humains. Dans toutes les provinces, sauf le Nouveau-Brunswick, 27–47 % des lacs contenaient des poissons contaminés au-delà des limites acceptables pour la santé humaine. Tous les indicateurs de la sensibilité des lacs montrent que les eaux douces, et par conséquent les ressources de la pêche, de la Nouvelle-Écosse sont de loin les plus touchées (>1 200 km^2 de lacs déjà acides; alcalinité <0 µeq•L^{-1}, pH de 5,3 environ ou moins). Au total, nous estimons que 700 000 lacs dans l'est du Canada reçoivent des dépôts considérablement supérieurs aux concentrations de fond, que 4 243 km^2 de lacs (>14 000) sont actuellement acides et que plus de 150 000 lacs ont un pH <6,0, niveau considéré comme le seuil de contamination.

Abstract

KELSO, J.R.M., C.K. MINNS, J.E. GRAY ET M.L. JONES. 1987. L'acidification des eaux de surface dans l'est du Canada et son incidence sur le biote aquatique. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 87 : 47p.

Data collected by the Department of Fisheries and Oceans in lakes and rivers of eastern Canada subjected to atmospheric deposition, essentially >20 kg SO_4^{2-} •ha $^{-1}$•yr $^{-1}$, indicated that the trend of fewer species of fish, phytoplankton, zooplankton, and benthos below pH 6 persists. Not only are there fewer species below pH 6, but also the abundance of at least fish (as reflected by catch per unit effort) declines with decreasing pH. It is also evident that physical limits of the aquatic habitat exerts a strong influence upon diversity at all community levels. This intrinsic effect from the habitat is then further influenced by pH and alkalinity. Fish body burdens of trace metals (Hg, Al, Mn, Fe) appear weakly related to lake pH/alkalinity conditions. All provinces had fish from remote lakes with body burdens of Hg in excess of human health guidelines. In all provinces except New Brunswick, 27–47% of lakes had fish exceeding these public health guidelines. All indicators of lake sensitivity suggest that freshwaters, and consequently, the fishery resource, of Nova Scotia are by far the most sensitive (>1 200 km^2 of lake surface area already acidic; alkalinity <0 µeq•L^{-1}, approximately pH 5.3 and less). Overall, we estimate there are 700 000 lakes in eastern Canada receiving deposition considerably above background; that 4 243 km^2 (>14 000 lakes) are currently acidic; and that more than 150 000 lakes have a pH<6.0, a level identified as a threshold of effect.

Introduction

Les préoccupations relatives aux précipitations acides et à leurs effets écologiques au Canada portaient à l'origine sur les régions associées aux industries minières et sidérurgiques, principalement dans la région de Sudbury (Ontario) où le dégagement d'anhydride sulfureux et les dépôts de métaux lourds ont gravement réduit les stocks de poissons, causé des dégâts aux forêts et diminué le nombre d'espèces zooplanctoniques et phytoplanctoniques (Gorham et Gordon, 1960; Beamish et Harvey, 1972; Conroy *et al.* 1974). Par la suite, un problème écologique beaucoup plus alarmant qui a menacé ou qui menacera le biote de toutes les régions sensibles de l'est du Canada a été mis en évidence par des cas locaux de baisse des populations de poissons en Nouvelle-Écosse (Watt *et al.* 1983), de baisse de la capacité tampon de l'eau des lacs du sud de l'Ontario et de concentrations élevées de métaux dans ces derniers (Dillon *et al.* 1978; Scheider *et al.* 1979; Dillon *et al.* 1980), de choc acide du printemps et de ruissellement des eaux d'averse (Jeffries *et al.* 1979). Contrairement à la Scandinavie (Wright *et al.* 1976; Wright et Snekvik 1978; Braekke 1976), nous connaissons mal les répercussions associées au transport à longue distance des polluants atmosphériques ainsi que la condition chimique et biotique des systèmes aquatiques des régions vulnérables du Canada. Il était donc nécessaire de considérer le problème à l'échelle nationale.

En 1979, le ministère des Pêches et des Océans (MPO) a entrepris une étude des lacs de tête de l'est du Canada en vue d'établir l'état des pêches en eau douce et de l'habitat des poissons d'eau douce en fonction des dépôts atmosphériques. Il était également entendu que les données obtenues pourraient servir de base de mesure des changements futurs. De plus, ces données servent de paramètres d'entrée en vue de l'établissement de modèles (MPO 1982; Minns *et al.* 1986) et de base pour valider au moins quelques hypothèses des modèles. Finalement, même s'il y a eu des synthèses sur l'état régional des pêches et (ou) des habitats en Scandinavie (Wright et Snekvik 1978; Almer *et al.* 1974), la plupart des études nord-américaines n'ont pas réussi à montrer les différences régionales qui doivent exister à cause des différences au niveau des dépôts atmosphériques et de la sensibilité. La présente étude vise principalement à analyser les différences régionales au niveau de l'état des lacs et des pêches et à évaluer les facteurs qui influent sur ces conditions. On peut obtenir, pour un coût minime, une série complète de données sous forme de tableaux en s'adressant au Dépôt des données non publiées, ICIST, Conseil national de recherches du Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0S2.

Méthodologie

Choix des lieux d'échantillonnage

On a choisi au début des lacs d'amont vulnérables et calmes (1979–1981). En 1982, on a ajouté des lacs d'un ordre plus élevé, des superficies de lacs et de bassins versants plus grandes, des aires de dépôts plus grandes et dont la sensibilité et où la roche en place étaient différentes. Les critères de sélection suivants ont été utilisés :

— lacs non dystrophiques ou non réduits à l'état de tourbière (dans certaines provinces, on n'a pu éviter les « lacs à eau brune »);
— lacs dont le débit n'est pas régularisé;
— lacs non perturbés par le flottage du bois, les incendies de forêts ou l'établissement de chalets;
— absence de source ponctuelle immédiate de contamination atmosphérique.

En général, on accédait aux lacs par hydravion à flotteurs ou par hélicoptère; donc, l'accès aux lacs par les pêcheurs était naturellement limité. Le choix final des lacs, à partir de ces critères, relevait des quatre régions participantes du MPO. Dans chacune des provinces, on a choisi entre 100 et 200 lacs environ. Les cours d'eau échantillonnés étaient ou avaient été de bonnes rivières à saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*). Dans tous les cours d'eau, les échantillons ont été prélevés près de l'embouchure, en amont de toute zone d'influence tidale.

Protocole de prélèvement des échantillons

Des échantillons ont été prélevés à un poste situé au centre de chacun des lacs ou à proximité, selon les techniques habituelles. Le protocole de collecte des données comprenait au moins les éléments suivants :

— une photographie aérienne et une photographie prise à partir de la rive;
— une évaluation de la végétation dominante, de la roche en place exposée, de la rive et de la végétation aquatique;
— un sondage bathymétrique en vue de déterminer la profondeur maximale;

— un échantillon d'eau (MDE 1979) prélevé, au moyen d'une éprouvette intégrée, à une profondeur maximale de 5 m ou à 1 m du fond si la profondeur est inférieure à 5 m. S'il y a une thermocline à moins de 5 m, l'échantillon doit être prélevé à la base du métalimnion.

L'échantillon de 1,5 L d'eau a été réparti dans des bouteilles Nalgene en polyéthylène linéaire de 250 mL lavées à l'acide et rincées à l'eau distillée pour en déterminer sur place l'alcalinité, la conductivité et le pH. On a stabilisé 500 mL avec 1 mL d'acide nitrique concentré en vue du dosage des métaux à l'état de traces, et l'on a conservé 250 mL pour analyser les principaux ions. Pour chacun des lacs, 500 mL d'eau ont été placés dans une solution de Lugol pour l'identification du phytoplancton et son dénombrement. Tous les échantillons d'eau ont été entreposés à 4°C dans une glacière ou conservés au frais jusqu'à ce que les analyses sur le terrain et en laboratoire soient terminées. Les organismes phytoplanctoniques ont été identifiés et dénombrés selon la technique Utermohl de microscopie inverse (Vollenweider 1969).

Des échantillons de zooplancton ont été prélevés dans certains lacs au moyen d'un filet à plancton de 20,5 cm de diamètre d'ouverture, de 64 μm de maillage et de 1,2 m de longueur hors tout. Le filet a été descendu juste au-dessus du fond et remonté verticalement à la surface. Les échantillons ont été conservés dans une solution de formol (tamponné et (ou) additionné de sucrose) ou de Lugol.

Cinq échantillons benthiques (un échantillon au Québec (Ménard 1982)) ont été prélevés en double au moyen d'une drague Birge-Ekman au voisinage du poste d'échantillonnage de l'eau pour un ensemble de lacs donnés. Les échantillons ont été lavés par passage dans un tamis à ouvertures de 0,5 mm et les invertébrés benthiques ont été placés dans une solution d'éthanol 75 % ou de formol 9 % (peut-être tamponné et (ou) additionné de sucrose). Les organismes ont été colorés de façon appropriée et placés à la main sur un fond blanc.

Des filets maillants à filaments multiples composés de six ou sept panneaux à maillage de 3,8, 5,1, 6,4, 7,6, 8,9, 10,2 et 12,7 cm ont été tendus au fond de l'eau (août, sept. et oct.), avec une des extrémités placée le plus proche possible de la rive et perpendiculairement à celle-ci et l'autre, ancrée au fond. À Terre-Neuve, des filets maillants étaient mouillés à la surface et au fond du cours d'eau (Scruton 1983). La longueur des filets variait de 46 m au Québec à 63,7 m en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et en Ontario pour atteindre 107,1 m à Terre-Neuve et au Labrador. Les filets étaient tendus au cours de la nuit; toutefois, si moins de 10 poissons étaient capturés, ils étaient tendus pendant une autre nuit. Les filets sont parfois restés tendus plusieurs jours à cause du mauvais temps. Les données sur les prises ont été corrigées pour une longueur de filet ordinaire (100 m) mouillé pendant 24 heures. Les poissons étaient retirés des filets, pesés, mesurés et l'on enlevait les écailles et (ou) les otolithes. On déterminait le sexe et l'âge du poisson. Les poissons conservés étaient enveloppés individuellement et congelés.

Les poissons ont été choisis pour un dosage des contaminants d'après la représentativité de l'espèce dans la région. À cette fin, on a examiné des poissons de différentes tailles, lorsque cela était possible. Après qu'on eût enlevé les gonades et retiré le contenu stomacal, des poissons entiers ont été homogénéisés par trois passages dans un broyeur. À Terre-Neuve, un échantillon de tissu a été prélevé au niveau des muscles du dos (Scruton 1983).

Méthodes d'analyse

Les analyses (effectuées par les laboratoires énumérés à l'annexe A) et leur précision sont indiquées au tableau 1. Des comparaisons entre les laboratoires ont été effectuées au milieu de 1982 à l'intention des organismes participant aux études sur le transport à grande distance des polluants atmosphériques (TGDPA). Le choix des échantillons pour les comparaisons entre les laboratoires, la répartition des échantillons et l'analyse des résultats ont été effectués par la Section de l'assurance de la qualité et des méthodes (Division des méthodes analytiques) de l'Institut national de recherche sur les eaux, à Burlington (Ontario). Les participants aux études ont reçu des rapports d'évaluation de leur performance. Les régions devaient veiller à ce que les contractants participent aux comparaisons entre laboratoires, soit directement, soit par l'intermédiaire des laboratoires fédéraux et (ou) provinciaux locaux. On peut se procurer les rapports (p.ex., Aspila et Todd 1984) de ces études comparatives (des codes ont été utilisés pour protéger l'anonymat).

Parce que chaque laboratoire a été informé des résultats, on suppose que des mesures correctrices ont été prises ou que les données ont été corrigées en conséquence. Malgré ce programme national d'assurance de la qualité et de mesures supplémentaires de contrôle de la qualité intralaboratoire prises volontairement, nous admettons qu'il puisse encore exister des problèmes au niveau de la comparabilité des données.

Méthodes statistiques

Toutes les analyses mentionnées dans la présente étude ont été effectuées sur un ordinateur de grande puissance de type Amdahl V8 situé à l'Université de l'Alberta. À l'exception de quelques données présentées selon des programmes Fortran spéciaux, seul un progiciel d'analyse statistique, le Michigan Interactive Data Analysis System (MIDAS), a été utilisé (Fox et Guire 1976).

TABLEAU 1. Degré de précision des méthodes d'analyse de l'eau et des poissons (présente étude seulement).

Paramètre	Méthodes d'analyse	Plage régionale des limites de détection
Eau		
pH	pH-mètre à électrode de verre et élément de référence	pH 0,01–0,1
Alcalinité	Dosage potentiométrique de Gran[a]	0,06–0,1 mg•L^{-1} de $CaCO_3$
Calcium	Absorption atomique[b]	0,001–0,2 mg•L^{-1}
Magnésium	Absorption atomique[b]	0,01–0,05 mg•L^{-1}
Sodium	Photométrie par émission de flamme	0,01–0,2 mg•L^{-1}
Chlorure	Colorimétrie — thiocyanate de mercure	0,1–0,5 mg•L^{-1}
Sulfates	Colorimétrie — bleu de méthylthymol	0,1–0,5 mg•L^{-1}
Potassium	Photométrie par émission de flamme	0,01–0,02 mg•L^{-1}
Fer	Absorption atomique	0,001–0,02 mg•L^{-1}
Nickel	Absorption atomique	0,001 mg•L^{-1}
Cuivre	Absorption atomique	0,001–0,0015 mg•L^{-1}
Zinc	Absorption atomique	0,001–0,002 mg•L^{-1}
Plomb	Absorption atomique	0,001 mg•L^{-1}
Aluminium	Absorption atomique (extraction du solvant avec brûleur de graphite)	0,001–0,01 mg•L^{-1}
Manganèse	Absorption atomique	0,001–0,01 mg•L^{-1}
Carbone	Analyseur de carbone	1 mg•L^{-1}
Coloration	Comparateur de couleurs	
Poisson		
Mercure	Absorption atomique par émission de vapeur froide	0,01–0,02 ppm
Plomb	Absorption atomique avec brûleur de graphite ou par émission de flamme	1,0–10,0 ppb
Nickel	Absorption atomique par émission de flamme	1,0–10,0 ppb
Zinc	Absorption atomique par émission de flamme	1,0–10,0 ppb
Cadmium	Absorption atomique avec brûleur de graphite ou par émission de flamme	0,1 ppb
Cuivre	Absorption atomique par émission de flamme	1,0 ppb

[a]Stumm et Morgan (1970)
[b]Environnement Canada (1979)

Chimie de l'eau et morphométrie des lacs

Caractéristiques générales des lacs

Au total, 814 lacs ont été échantillonnés (tableau 2) dans six provinces de l'est du Canada. Nous avons comparé la morphométrie des lacs échantillonnés (tableau 2) aux mesures de tous les lacs de 4 à 30 bassins versants entiers choisis dans chacune des régions (fig. 1); la superficie des lacs et des bassins versants et l'ordre ont été obtenus à partir de cartes topographiques de bassins versants entiers. L'échantillon ne peut être considéré comme représentatif que pour la province de l'Ontario, et ce, seulement pour les lacs d'amont. Dans d'autres provinces, l'erreur systématique se situe au niveau de lacs plus grands. Toutefois, l'erreur au niveau des données ne s'applique sans doute qu'aux caractéristiques morphométriques. Les données sur la chimie de l'eau semblent représenter les conditions dans chacune des régions (Kelso et Minns 1982).

Nous avons relevé des différences significatives au niveau de la répartition des variables morphométriques (superficies des lacs et des bassins versants et profondeur maximale) d'une région à l'autre (tableau 3). Ce résultat était prévu étant donné que les critères de sélection des lacs variaient d'une région à l'autre; un moins grand nombre de lacs d'amont ont été échantillonnés au Labrador (41,5 %), au Québec (76,9 %) et en Nouvelle-Écosse (85,5 %) qu'au Nouveau-Brunswick (88,2 %), à Terre-Neuve (97,2 %) et en Ontario (100 %).

TABLEAU 2. Sommaire des données (moyenne, plage, écart-type de la moyenne) pour les lacs échantillonnés dans l'est du Canada.

	Ont.			Qué.			N.-É.			N.-B.			T.-N.			Labrador		
	Moyenne	Plage	Écart-type	Moyenne	Plage	Écart-type	Moyenne	Plage	Écart-type	Moyenne	Plage	Écart-type	Moyenne	Plage	Écart-type	Moyenne	Plage	Écart-type
Nombre de lacs	179			251			76			69			109			130		
Superficie des lacs (ha)	8,4	0,2-110	14,5	147	12-1 784	166	93	3-600	102	101	3-1 980	245	133	21-1 177	162	165	5-1 217	189
Profondeur maximum (m)	9,2	0,5-36,0	5,3	17,5	1,0-90,0	15,6	3,3	1,0-9,0	1,5	4,5	1,1-12,3	2,8	11,6	2,0-29,0	7,7	8,4	0,3-70,0	11,7
Superficie des bassins versants (ha)	39	1-485	73	2 534	78-53 192	5 590	578	15-4 200	622	592	29-4 740	771	837	98-5 110	849	1 792	23-14 691	2 432
Élévation (m)	1 249	700-1 800	217	403	30-920	140	159	15-430	90	184	30-578	111	248	24-709	142	447	101-689	111
pH	6,34	4,30-7,70	0,63	6,54	4,71-8,38	0,65	5,36	4,23-7,67	0,79	6,36	4,51-8,63	0,84	6,12	4,84-7,96	0,65	6,36	4,84-7,76	0,41
Alcalinité (μeq•L^{-1})	151	-36,0-881,0	179,3	124,6	0,0-1 607,0	217,4	10,3	-81,9-370,0	60,8	78,3	-21,9-1 076,0	142,3	112,4	0,0-1 740,0	261,4	67,0	2,0-800,0	84,9
Conductivité (μS•cm^{-1})	28,1	8,7-103,0	12,8	25,6	5,0-185,0	25,5	—	—	—	—	—	—	28,9	11,4-199,0	29,6	12,7	5,7-80,7	8,4
Carbone organique total (mg•L^{-1})	—	—	—	6,1	1,0-15,0	2,3	6,8	1,6-19	3,6	5,4	1,8-15,0	2,5	—	—	—	—	—	—
Carbone organique dissous (mg•L^{-1})	—	—	—	3,3	1,0-16,0	3,2	—	—	—	—	—	—	0,62	0,27-1,99	0,32	4,8	0,8-14,0	2,3
Coloration	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	48	5-225	41	33	5-175	28
Ca(mg•L^{-1})	216,0	74,8-698,6	137,0	134,6	15,9-1 437,1	175,9	44,8	7,9-364,2	50,9	107,7	14,4-1 047,9	129,7	102,5	13,0-1 400,0	202,1	60,6	19,5-480,0	54,3
Mg(mg•L^{-1})	75,7	24,6-345,4	47,2	51,3	6,2-516,5	61,7	38,0	18,1-93,7	16,1	32,7	16,4-111,8	13,9	50,2	12,0-410,0	75,1	32,2	7,5-416,7	40,0
Na(mg•L^{-1})	34,7	8,7-165,3	14,5	25,5	8,2-54,8	8,3	123,2	62,6-264,9	43,2	58,6	10,8-130,5	18,1	82,3	33,0-278,0	46,2	22,1	4,4-69,6	10,2
K(mg•L^{-1})	—	—	—	7,2	0,7-20,4	4,2	6,7	2,5-19,6	2,7	7,3	1,0-14,3	2,4	3,3	1,0-17,0	2,4	3,1	0,5-14,9	2,1
Cl(mg•L^{-1})	19,1	5,6-67,7	11,6	12,6	2,8-36,6	5,5	130,1	59,2-304,6	52,8	43,0	8,4-132,5	23,5	87,8	25,0-394,0	58,4	9,4	1,4-45,1	8,1
SO_4(mg•L^{-1})	143,9	45,8-308,2	53,7	77,9	20,8-229,1	39,6	78,9	56,2-106,2	12,6	83,3	45,8-135,3	16,6	46,8	14,0-127,0	19,6	28,2	4,2-91,7	12,5
Al(μg•L^{-1})	69,5	3,6-625,0	81,7	90,4	7,2-299,5	56,8	119,4	9,9-379,5	70,5	43,1	9,9-189,8	37,8	114,0	23,3-429,9	80,4	64,0	8,9-35,43	44,0
Pb(μg•L^{-1})	5,03	0,00-62,16	10,09	0,92	0,0-41,58	5,65	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Mn(μg•L^{-1})	—	—	—	10,8	0,0-41,2	8,3	22,9	8,2-79,6	18,4	18,3	8,2-68,7	13,7	12,9	2,7-52,2	10,6	—	—	—
Cd(μg•L^{-1})	—	—	—	0,35	0,06-1,79	0,27	—	—	—	—	—	—	1,04	1,01-2,47	0,17	—	—	—
Fe(μg•L^{-1})	—	—	—	112,9	6,7-1 608,5	143,4	162,4	20,1-589,8	125,0	76,1	20,1-440,1	74,9	164,6	2,2-1 197,4	222,8	—	—	—
Cu(μg•L^{-1})	4,48	0,98-21,98	3,07	1,92	0,98-13,98	2,15	—	—	—	—	—	—	2,06	1,96-3,27	0,32	—	—	—
Zn(μg•L^{-1})	13,47	0,98-97,0	12,13	7,36	1,99-30,99	3,75	—	—	—	—	—	—	2,04	2,02-2,42	0,93	—	—	—
Ni(μg•L^{-1})	2,56	1,0-26,98	3,40	2,11	0,99-9,98	1,51	—	—	—	—	—	—	trace	—	—	—	—	—

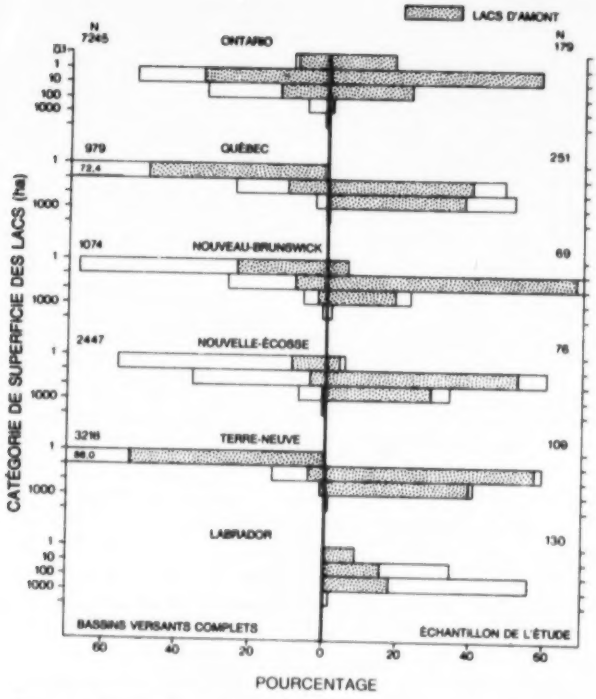


FIG. 1. Rapport entre la dimension des lacs de l'échantillon et un échantillon de lacs non biaisé. N représente le nombre de lacs étudiés (à droite) et le nombre de lacs de l'échantillon non biaisé.

TABLEAU 3. Analyse de la variance non paramétrique selon la méthode de Kruskal-Wallis sur des variables choisies (stratifiée par région).

Variable	Région	n	Grandeur moyenne	Médiane	$n <$ médiane	$n >$ médiane	$n =$ médiane	P[a]
Superficie des lacs	N.-É.	76	419		43	32	1	
	N.-B.	69	383		40	29	0	<0,0001
	T.-N.	109	491	65 ha	38	68	3	
	Labrador	130	527		33	96	1	
	Qué.	251	525		75	174	2	
	Ont.	179	109		176	3	0	
Superficie des bassins versants	N.-É.	76	389		46	30	0	
	N.-B.	69	379		44	25	0	<0,0001
	T.-N.	109	469	446 ha	39	70	0	
	Labrador	130	543		32	98	0	
	Qué.	251	542		68	180	3	
	Ont.	179	101		177	2	0	
Profondeur maximale	N.-É.	76	154		74	1	1	<0,0001
	N.-B.	69	214		58	10	1	
	T.-N.	10	431	7 m	2	8	0	
	Labrador	130	273		75	51	4	
	Qué.	251	481		61	182	8	
	Ont.	179	385		72	95	12	
Rapport superficie des lacs/ superficie des bassins versants	N.-É.	76	395		42	34	0	
	N.-B.	69	441		27	42	0	<0,0001
	T.-N.	109	416	6,4	55	54	0	
	Labrador	130	490		48	82	0	
	Qué.	251	483		92	159	0	
	Ont.	179	228		143	36	0	

[a]Indique la probabilité que les distributions ont toutes été échantillonnées à partir de la même distribution sous-jacente.

Bilan de charge

En plus du programme analytique interrégional de l'assurance de la qualité, une autre vérification des dosages des éléments chimiques de l'eau a été effectuée en comparant la somme des anions et la somme des cations avant et après les corrections apportées en fonction de l'apport de sel marin (tableau 4). Ces dernières ont été effectuées selon la technique de Thompson et Hutton (1982). Les sommes des concentrations des principaux cations (Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+}, K^{+}, H^{+}) et anions (SO_4^{-2}, Cl^{-}, HCO_3^{-}) ont été calculées pour chacune des régions et comparées par une analyse de régression. L'écart a été calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$D = \frac{\Sigma\text{cations} - \Sigma\text{anions}}{(\Sigma\text{ cations} + \Sigma\text{anions})/2} \times 100.$$

Pour un bilan de charge parfait, la pente des lignes de régression doit être de un et la coordonnée à l'origine de zéro. La corrélation linéaire entre les anions et les cations était hautement significative pour toutes les régions avant et après les corrections en fonction de l'apport de sel de mer. On a relevé 135 lacs (16,5 % du nombre total échantillonné) dont le bilan ionique avait un écart supérieur à 15 % (valeur utilisée à des fins de comparaison seulement, M.E. Thompson, Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario)). Dans la plupart des cas, il existait un rapport très significatif, avec une pente de presque un, entre la conductivité mesurée et la conductivité calculée (tableau 5), ce qui porte à croire que la mesure des principaux ions était appropriée et précise. En Ontario, l'écart était sans doute attribuable à l'absence de mesure du cation K^{+}.

L'inclusion d'une correction pour les anions organiques (Oliver *et al.* 1983) a très peu modifié la pente (près de 1) ou le coefficient de corrélation $r^2 = 0{,}98$), mais a donné une coordonnée à l'origine négative (–39) dans le cas des données corrigées et non corrigées en fonction de l'apport de sel de mer.

TABLEAU 4. Sommaire du rapport du bilan de charge (somme des cations par rapport à la somme des anions) avant et après la correction en fonction de l'apport de sel de mer.

	Ont.	Qué.	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador	Global
r^2 avant correction	0,83	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,97
Pente	0,96	0,98	0,97	0,97	1,00	1,02	0,98
Coordonnée à l'origine	31,6	8,6	3,3	9,6	–8,84	5,95	4,50
r^2 après correction	0,83	0,99	0,96	0,98	0,99	0,98	0,96
Pente	0,96	0,98	0,97	0,97	1,01	1,03	1,01
Coordonnée à l'origine	29,4	8,2	–1,6	7,4	–9,9	6,2	7,83
% des lacs dont l'écart est supérieur à 15 % avant correction.	20,4	15,9	1,3	10,3	13,9	27,7	

TABLEAU 5. Sommaire des études de la conductivité mesurée par rapport à la conductivité calculée.

Région	Nombre de lacs	Nombre de lacs dont l'écart est supérieur à 15 %	Proportion ayant un écart supérieur à 15 %		Régression		
			Coloration >50	Coloration <50	Pente	Coordonnée à l'origine	r
Ont.	179	95	—	0,53 —	0,543	11,25	0,74
Qué.	245	182	0,82	0,73	0,899	6,25	0,83
N.-É.	—	Conductivité	Non mesurée		—	—	—
N.-B.	—	Conductivité	Non mesurée		—	—	—
T.-N.	108	77	0,71	0,71	1,000	4,04	0,99
Labrador	130	81	0,65	0,61	0,888	2,90	0,98

Le rapport entre la superficie des bassins versants et celle des lacs modifie-t-il l'alcalinité des lacs dans l'est du Canada?

Le rapport entre la superficie des bassins versants et celle des lacs est l'un des facteurs qui influe sur la possibilité d'acidification des lacs (MPO 1982; Eilers *et al.* 1983; U.S. Fish and Wildlife Service 1982). L'alcalinité d'un lac doit être liée à une fonction de la dimension et de la superficie de son bassin versant dans une région où les dépôts acides sont relativement constants, et où le sol et la roche en place sont assez homogènes. La prévision a été vérifiée par la régression de l'alcalinité en fonction du rapport entre la superficie des bassins versants et celle des lacs, d'abord pour tous les lacs, puis pour les lacs répartis par catégories de dépôts (tableau 6). Ces catégories sont tirées des cartes de dépôts du Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière (1983). Les régressions n'étaient pas significatives, ce qui porte à croire que la sensibilité des lacs ou les dépôts (ou les deux) varient énormément d'une région à l'autre.

Est-il prouvé que les lacs ont été touchés sur le plan chimique par les dépôts acides?

L'indice de saturation calcique (ISC) constitue une mesure de la sensibilité d'un lac à l'acidification : $ISC = -\log(Ca^{+2}) - \log(HCO_3^-) - pH + 2{,}0$ (d'après Thompson et Hutton 1982). Les valeurs inférieures à 1 et celles comprises entre 1 et 3 correspondent à des eaux qui ont un potentiel d'acidification limité ou nul. Les valeurs de 3 et plus correspondent quant à elles à des eaux sensibles à l'acidification. Toutefois, d'après le Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière (1983), aucun rapport quantitatif n'aurait été établi entre le potentiel d'acidification et les unités ISC. Comme on s'y attendait, il existe une forte corrélation entre l'ISC (fig. 2) et l'alcalinité (r^2 global = 0,94). La majorité des lacs (77 %) étudiés dans l'est du Canada ont été classés (ISC supérieur à 3, tableau 7) comme sensibles à l'acidification (Haines et Akielaszek 1983). D'après la répartition de l'ISC des lacs étudiés, il semble que les lacs de la Nouvelle-Écosse (95 %), du Labrador (92 %) et de Terre-Neuve (87 %) ont un pouvoir tampon moindre que ceux du Québec (73 %), du Nouveau-Brunswick (72 %) et de l'Ontario (62 %) (tableau 7).

La répartition des valeurs de pH dans chacune des provinces variait énormément. La valeur moyenne du pH des lacs échantillonnés (fig. 3a, b) était de 4,9 (n = 76) en Nouvelle-Écosse, 5,6 (n = 68) au Nouveau-Brunswick, 5,7 (n = 109) à Terre-Neuve, 5,8 (n = 179) en Ontario et atteignait 6,1 (n = 251) au Québec et 6,1 (n = 130) au Labrador. Le pH de tous les lacs échantillonnés était compris entre 4,2 et 9,9 (n = 813) avec une moyenne de 5,6.

TABLEAU 6. Division régionale de la base de données sur les teneurs présumées de dépôts humides (Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière, 1983).

Région	Teneurs présumées des dépôts ($mmol \cdot m^{-2}$ de SO_4)
1. Nouveau-Brunswick et ouest de la Nouvelle-Écosse	>30
2. Le reste de la Nouvelle-Écosse	20–30
3. Île de Terre-Neuve à l'exception du nord de la péninsule	20–30
4. Nord de Terre-Neuve, sud et est du Labrador, extrémité ouest du Québec	10–20
5. Nord, ouest et centre de Labrador	<10
6. Québec, à l'ouest du 62° de longitude, au nord du 50° de latitude; à l'ouest du 71° de longitude, au nord du 49° de latitude; à l'ouest du 76° de longitude, au nord du 48° de latitude.	10–20
7. Québec : 70–74° de longitude, 48–49° de latitude; 74–77° de longitude, 47–48° de latitude; Ontario : régions de Parry Sound et de Temagami.	20–30
8. Québec : 72–74° de longitude, 47–48° de latitude; au sud du 47° de latitude.	>30
9. Le reste de l'Ontario	10–20

TABLEAU 7. Pourcentage de lacs dans chacune des classes de l'indice de saturation calcique pour les provinces de l'Est.

Classe	Ont.	Qué.	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador
<1	3,0	6,2	—	1,7	4,6	0,8
1-3	35,2	21,2	5,0	26,7	8,3	6,9
>3	61,8	72,6	95,0	71,7	87,0	92,3

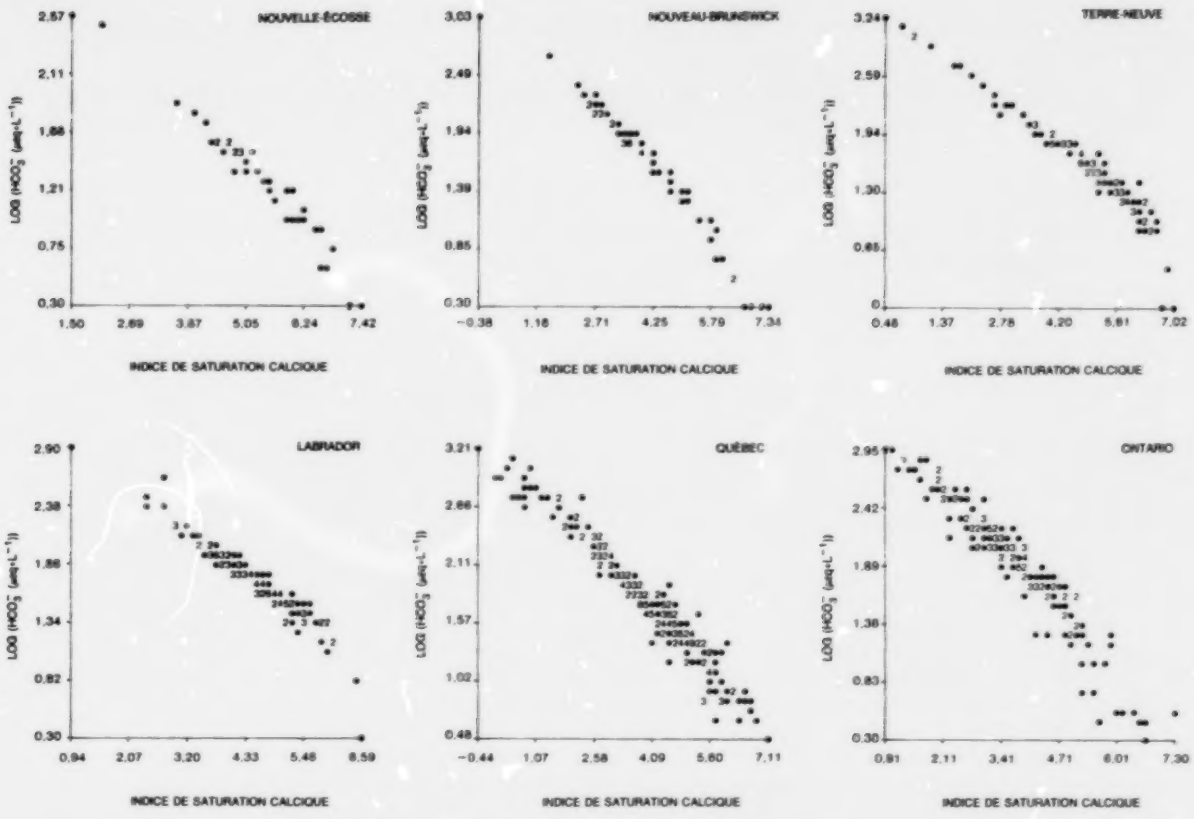


FIG. 2. Rapport entre l'indice de saturation calcique et l'alcalinité pour chacune des régions de l'est du Canada. Les chiffres correspondent à plus d'un lac.

Les variations de concentrations de SO_4^{-2} des lacs dans toutes les régions étaient manifestes (fig. 4a, b). Des concentrations moyennes plus élevées au Québec (76,9 μeq•L^{-1} avec un écart-type de 39,7), en Ontario (141,9 ± 53,1), en Nouvelle-Écosse (65,5 ± 10,6) et au Nouveau-Brunswick (78,9 ± 16,2) qu'à Terre-Neuve (37,7 ± 16,2) et au Labrador (27,2 ± 12,3) peuvent être associées à la présence de dépôts.

Les histogrammes régionaux de pH, des concentrations de SO_4^{-2} et de cations (fig. 5) ont été groupés par catégories de teneurs des dépôts (tableau 6). Dans les provinces de l'Atlantique, on note une tendance vers des concentrations plus faibles de sulfates, de cations et des valeurs de pH dans les lacs dont la teneur en dépôts est comparable à celle des provinces de l'Ouest (fig. 3, 4 et 5). Certaines différences peuvent être attribuables à des variations régionales du sol et de la roche en place. En général, ce sont les régions dans lesquelles les dépôts sont plus élevés qui présentent des concentrations de sulfates plus élevées et des valeurs de pH plus faibles.

La concentration de SO_4^{-2} est-elle plus élevée dans les lacs à haute altitude?

Nous avons vérifié l'hypothèse selon laquelle le total des dépôts acides est plus important et, donc, les concentrations de sulfates plus élevées dans les lacs à haute altitude que dans dans les lacs à basse altitude dans la même région (tableau 8). Quatre variables morphométriques (superficie du bassin versant, superficie du lac, profondeur maximale et rapport entre la superficie du bassin versant et la superficie du lac) ont été incluses dans la présente analyse avec l'élévation. La concentration de SO_4^{-2} d'origine non marine était la variable dépendante.

Lorsque l'on combine tous les lacs de tous les niveaux de dépôts, la régression (les variables indépendantes étant l'élévation et la dimension du lac) était significative ($P < 0{,}001$), mais le coefficient $r^2 = 0{,}26$ était faible. La répartition des lacs par groupes de dépôts a entraîné des régressions importantes en fonction de l'élévation en Nouvelle-Écosse, à Terre-Neuve, en Ontario et au Québec. Toutefois, lorsque l'on incluait l'élévation dans la régression multiple, sa pente était négative. On s'attend à ce qu'il y ait un rapport positif

TABLEAU 8. Résultats de la régression linéaire multiple calculée à l'aide des variables 1 à 5 considérées comme variables indépendantes en vue d'établir l'effet du lac sur les sulfates.

Groupe de dépôts	Concentration des dépôts	n	Probabilité d'une pente = 0	r^2	Variables considérées	Variables incluses[a]
Tous les lacs	—	714	<0,0001	0,257	1-5	1, 3
Nouveau-Brunswick et ouest de la Nouvelle-Écosse	>30	72	Aucune régression significative		1-5	—
Le reste de la Nouvelle-Écosse	20-30	73	0,0011	0,256	1-5	1
Terre-Neuve à l'exception du nord de la péninsule	20-30	85	<0,0001	0,264	1-3, 5	2, 5
Nord de Terre-Neuve, sud et est du Labrador, extrémité ouest du Québec	10-20	69	0,0333	0,066	1-5	5
Nord, ouest et centre du Labrador	<10	75	Aucune régression significative		1-5	—
Une partie du Québec	10-20	141	0,0009	0,114	1-5	1, 2, 4
Une partie du Québec et les régions de Parry Sound et de Temagami (Ontario)	20-30	71	<0,0001	0,520	1-5	1, 3
Une partie du Québec	>30	66	0,0001	0,220	1-5	1
Le reste de l'Ontario	10-20	139	Aucune régression significative		1-5	2

[a]Légende des variables : 1 = altitude, 2 = superficie du bassin versant, 3 = superficie du lac, 4 = profondeur maximale, 5 = rapport superficie du bassin versant/superficie du lac

entre la concentration de sulfates dans le lac et l'élévation lorsque la teneur en dépôts secs augmente à de plus fortes élévations. Les variables, superficie du bassin versant et superficie du lac, étaient marginalement significatives à Terre-Neuve (Scruton 1983), ce qui porte à croire qu'il peut exister une source géologique de SO_4^{-2} comportant des minéraux comme la pyrite et le gypse. Il semble, d'après les régressions importantes entre les concentrations de SO_4^{-2}, l'élévation et la superficie du lac dans une partie du Québec et la région de Parry Sound et de Temagami en Ontario ($r^2 = 0,52$), qu'il y ait aussi des sources géologiques de SO_4^{-2} à ces endroits.

D'après Thompson et Hutton (1985), il semble que le rendement élevé en sulfates d'un lac du Québec soit attribuable à son élévation; toutefois, cet ensemble de données n'a recours qu'aux informations sur les dépôts humides et ne permet pas une vérification convenable des facteurs, autres que l'élévation, qui influent sur l'hypothèse. Néanmoins, il semble que, même si l'élévation influe sur les concentrations de SO_4^{-2} du lac, d'autres facteurs exercent une forte influence, ce qui rend toute généralisation impossible.

Existe-t-il un rapport entre les concentrations de SO_4^{-2} dans un lac et les dépôts atmosphériques?

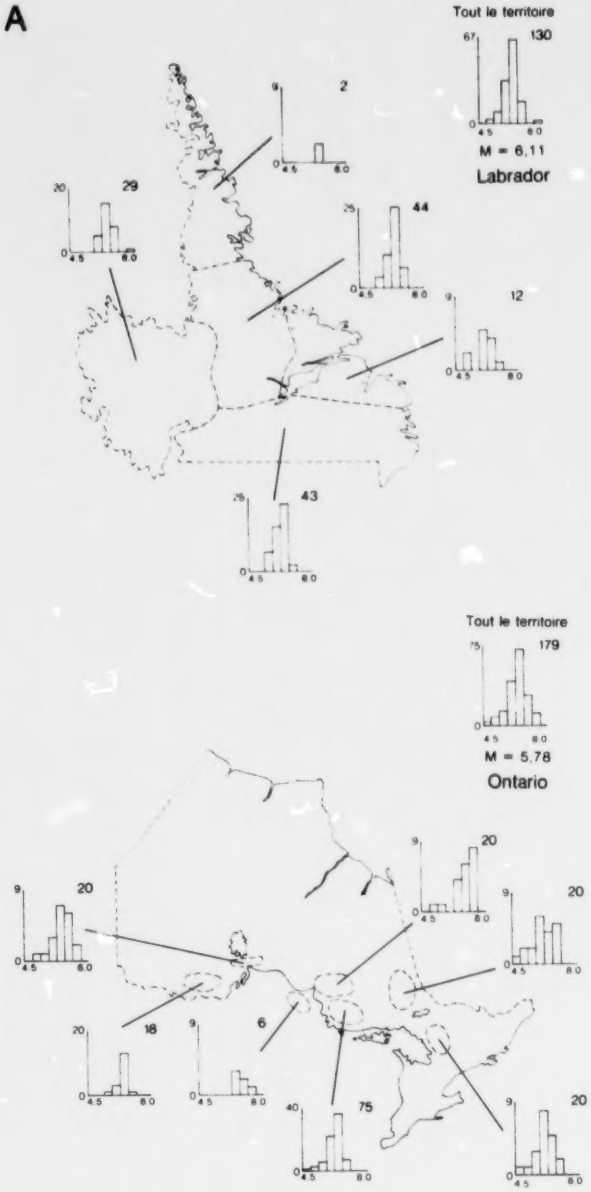
En vue d'établir un lien entre les concentrations de SO_4^{-2} et les dépôts de sulfates, nous avons corrigé les concentrations de sulfates dans les lacs pour tenir compte des différences régionales de débit (Thompson et Hutton 1982). Nous avons donc pu évaluer le dépôt escompté dans un lac en admettant qu'il n'y avait aucune rétention de SO_4^{-2} dans le bassin versant ni aucune concentration de « fond » de SO_4^{-2}. Ces dosages corrigés ont été comparés par régression de ces valeurs sur les concentrations de dépôts supposés. Il existe un rapport ($r^2 = 0,43$) global ($n = 806$) significatif ($P<0,05$) avec pente positive (1,62), ce qui montre que les dépôts influent sur les concentrations de SO_4^{-2} dans les lacs.

Thompson et Hutton (1985) ont également montré que lorsqu'ils utilisent les données sur les dépôts humides et les dépôts secs avec les concentrations de SO_4^{-2} dans les lacs, il existe une bonne concordance entre le rendement en sulfates des lacs et les dépôts. Comme le montrent les données de la figure 5, les dépôts atmosphériques constituent une source importante de SO_4^{-2}.

Le rapport observé entre le pH et l'alcalinité correspond-il au modèle théorique?

Le cation H^+ qui entraîne la plupart des réactions chimiques atmosphériques provient à la fois de sources externes (en grande partie d'origine atmosphérique) et internes (processus biologiques et chimiques du système

A



Légende

Les lignes pointillées délimitent les régions correspondant aux histogrammes.

Le chiffre dans le coin supérieur droit de chaque histogramme correspond au nombre total de lacs.

M = moyenne

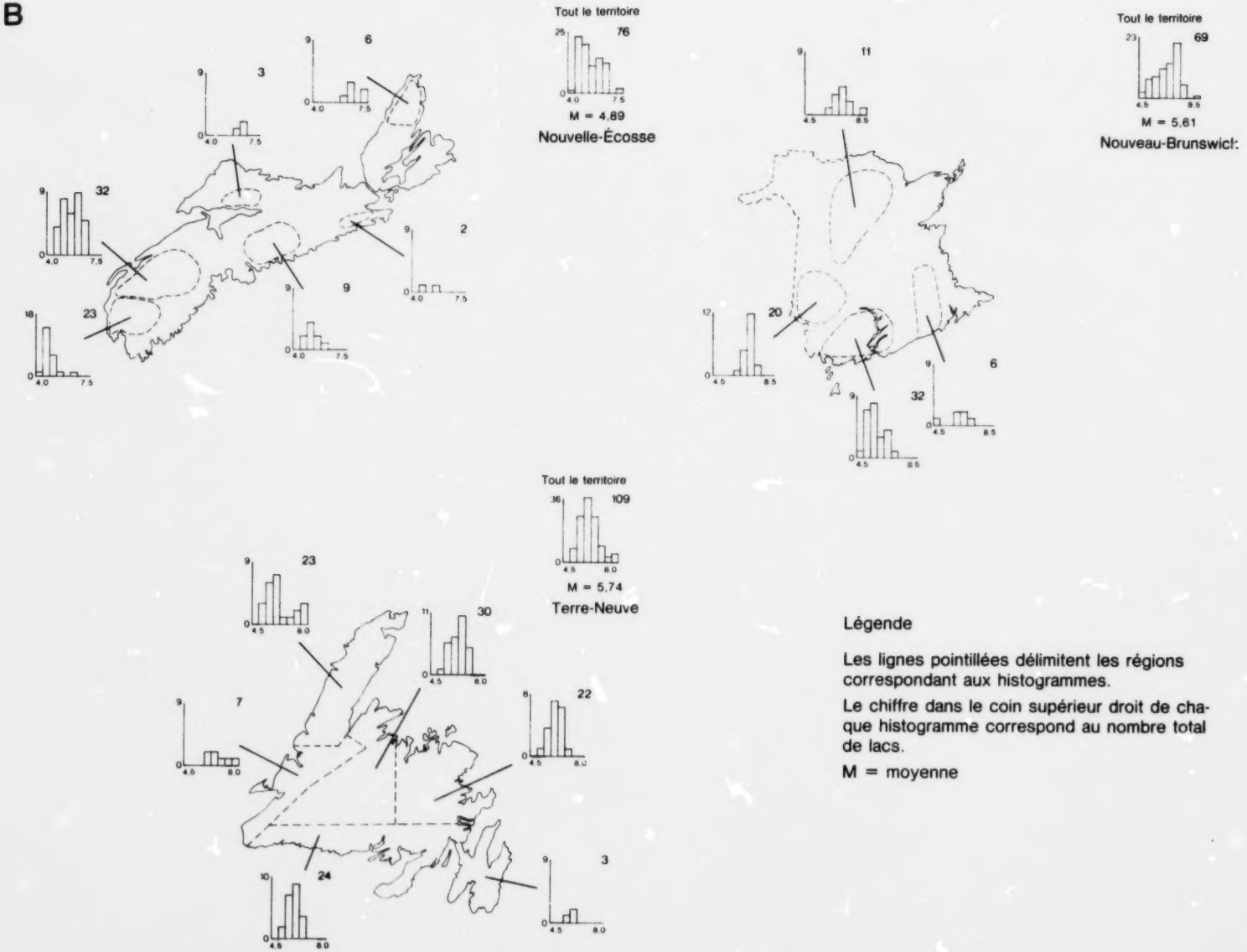
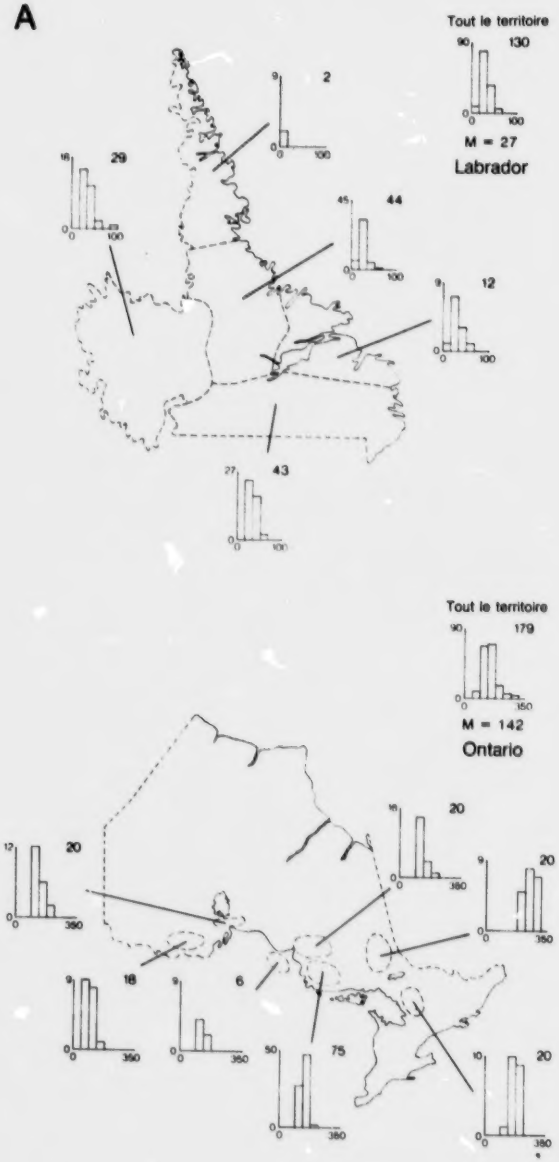
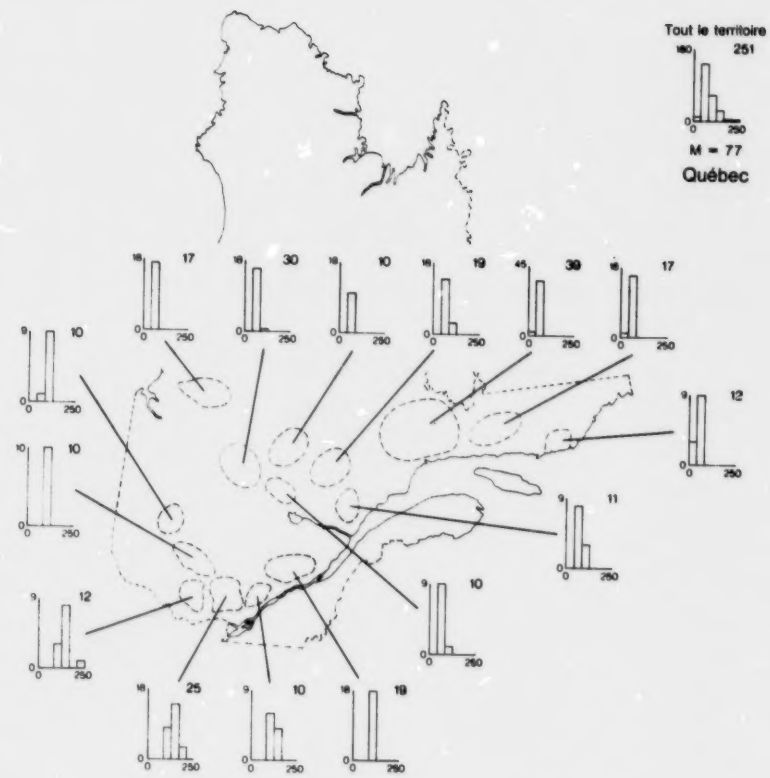


FIG. 3a, b. Histogrammes régionaux de pH (par classe de 0,5 pH) pour toutes les provinces de l'est du Canada.

A





Légende

Les lignes pointillées délimitent les régions correspondant aux histogrammes.

Le chiffre dans le coin supérieur droit de chaque histogramme correspond au nombre total de lacs.

M = moyenne

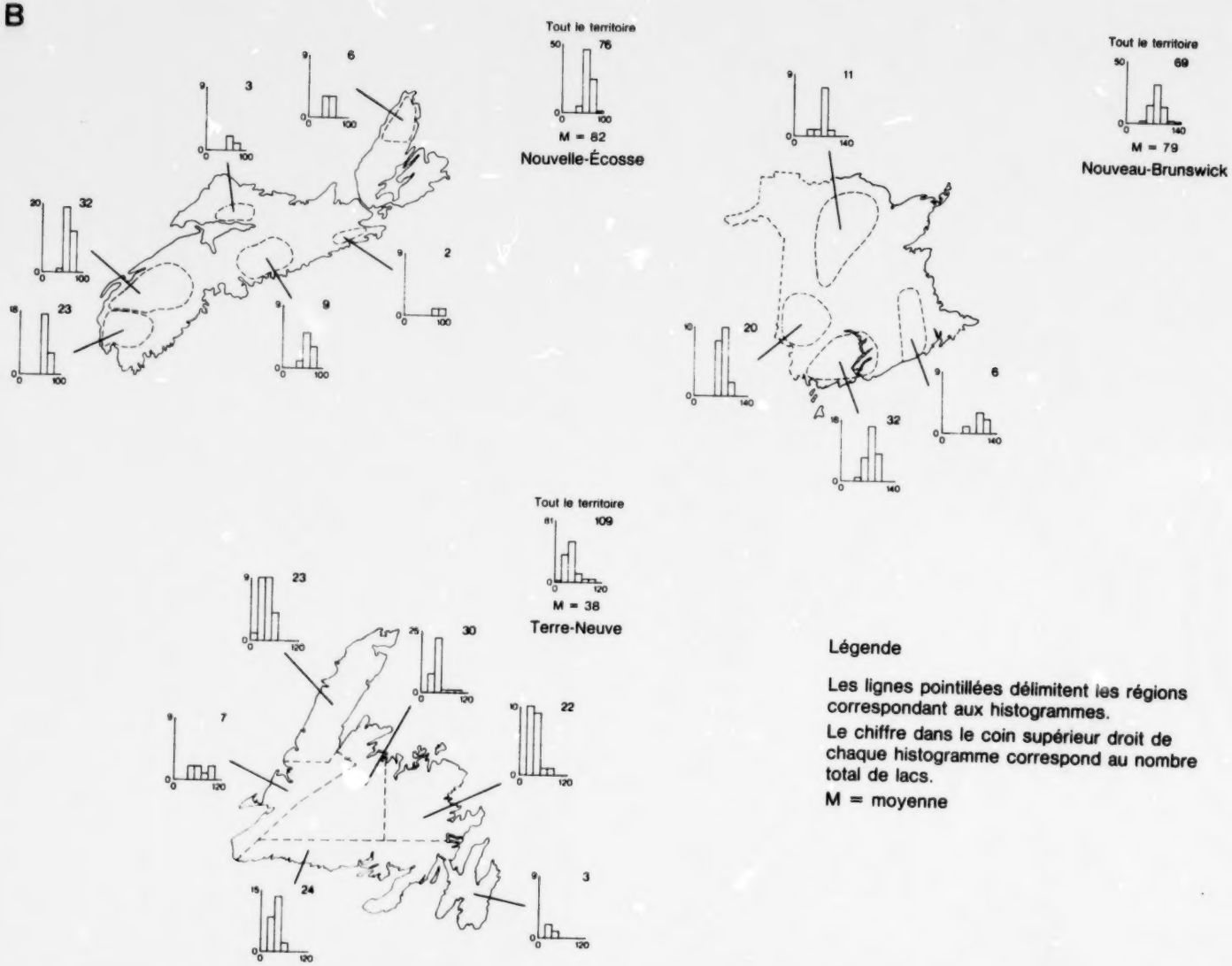


FIG. 4a, b. Concentrations régionales de SO_4^{-2} (par classes de 50 et de 20 mg•L^{-1} dans a et b respectivement) pour toutes les provinces de l'est du Canada.

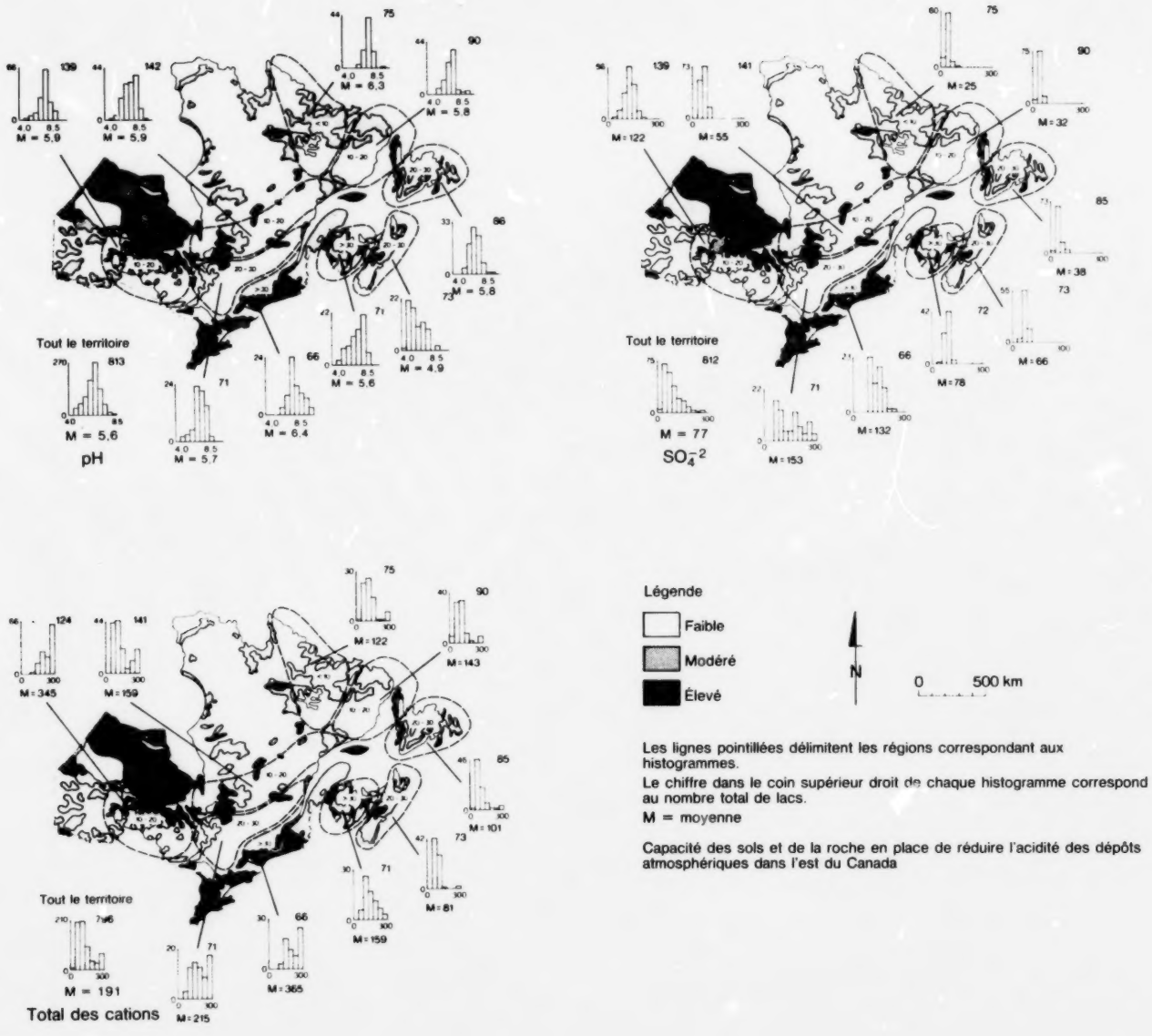


FIG. 5. Variations régionales du pH, des concentrations de SO_4^{-2} (classes identiques à celles des fig. 3 et 4) et du total des cations (par classe de 50 mg•L^{-1}) en fonction de la capacité du sol de réduire l'acidité et les dépôts atmosphériques de sulfates.

en présence). Les principaux ions présents dans les dépôts atmosphériques, en grande partie responsables de l'acidification des écosystèmes aquatiques, sont le H^+ et le NH_4^+ (Dillon *et al.* 1984). Le bicarbonate, ion dominant dans la plupart des systèmes aquatiques, joue un rôle important en assimilant les dépôts acides.

Donc, pour étudier le rapport entre le pH et l'alcalinité, nous avons comparé les valeurs réelles du pH au rapport théorique entre le pH et le bicarbonate (écart que nous avons appelé résiduel) en supposant qu'il y avait équilibre avec le CO_2 atmosphérique. Les méthodes de calcul des valeurs escomptées sont indiquées à l'annexe B.

À partir des comparaisons entre le pH estimé et le pH mesuré de l'eau du lac (fig. 6), il est évident qu'à pH faible, la valeur estimée est légèrement inférieure à la valeur mesurée. L'inverse est vrai dans le cas d'un pH élevé. Une régression linéaire multiple des écarts résiduels (écart entre la valeur de pH estimée et la valeur mesurée) par rapport au carbone organique dissous et à l'aluminium total montre qu'aucune variable n'a une influence significative ($P<0,05$) sur les résidus. Ces petits écarts de pH peuvent être attribuables à des erreurs systématiques de mesure à pH élevé ou faible, ou aux hypothèses du modèle (voir annexe B).

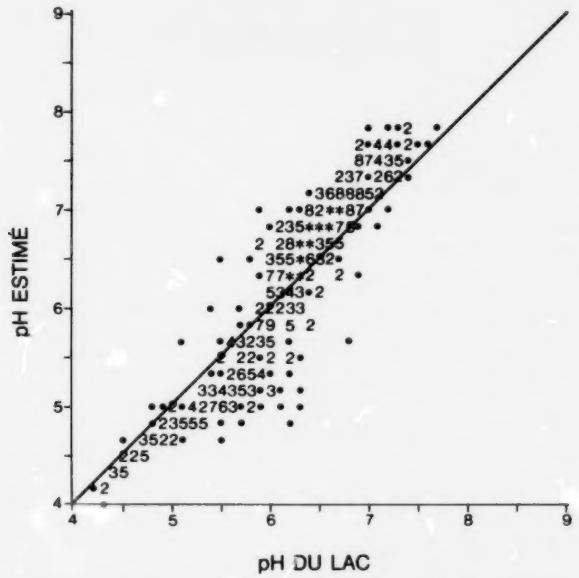


FIG. 6. Rapport entre le pH estimé (voir texte) et le pH mesuré pour tous les lacs. Les chiffres correspondent à plus d'un lac.

Les propriétés chimiques des lacs dans l'est du Canada sont-elles conformes au modèle d'Henriksen?

À mesure que les lacs sont exposés à des précipitations acides, des cations sont mobilisés et le bicarbonate est remplacé par des sulfates. Henriksen (1979, 1980, 1982) a émis l'hypothèse selon laquelle le processus d'acidification est analogue au titrage d'une solution de bicarbonate par un acide fort. La somme des cations Ca et Mg d'origine non marine est tracée en fonction du sulfate non marin sous forme de nomogramme puis divisée alors en trois sections correspondant à trois segments de la courbe de titrage :

— première étape du titrage : « lacs non acides » caractérisés par une faible teneur en sulfates, une importante capacité de neutralisation de l'acide et un pH généralement supérieur à 5,3;
— deuxième étape du titrage : « lacs en transition » caractérisés par une teneur en sulfates intermédiaire, une baisse importante du pouvoir tampon, un pH près de 5,0 et des crises biotiques épisodiques;
— étape finale : « lacs acides » n'ayant aucun pouvoir de neutralisation par le bicarbonate, et ayant de fortes teneurs en sulfates et en métaux, un pH généralement inférieur à 4,7 et de graves répercussions sur le biote.

Même si d'après ce modèle, la majorité des lacs (69,3 %) dans l'est du Canada seraient considérés comme dominés par des bicarbonates (fig. 7), il existe des écarts importants d'une région à l'autre (tableau 9). D'après ce modèle, seulement 19 % des lacs étudiés en Nouvelle-Écosse, mais 99 % des lacs du Labrador avaient un système tampon bicarbonate, avec un pH généralement élevé. Sur l'ensemble des lacs de la base de données, 163 lacs, ou 23,1 %, appartenaient à la catégorie des lacs en transition. Environ 54 lacs (7,6 %) étaient considérés comme acides avec des différences régionales importantes. Soixante-cinq pour cent (n = 35) des lacs

TABLEAU 9. Pourcentage de lacs dans les classes d'Henriksen.

	Ont.	Qué.	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador
Non acide	71,2	71,3	18,9	58,5	67,7	99,2
En transition	21,6	27,3	33,8	26,2	28,3	0,8
Acide	1,6	1,4	47,3	15,4	4,0	—
Nombre de lacs	125	216	74	65	99	127

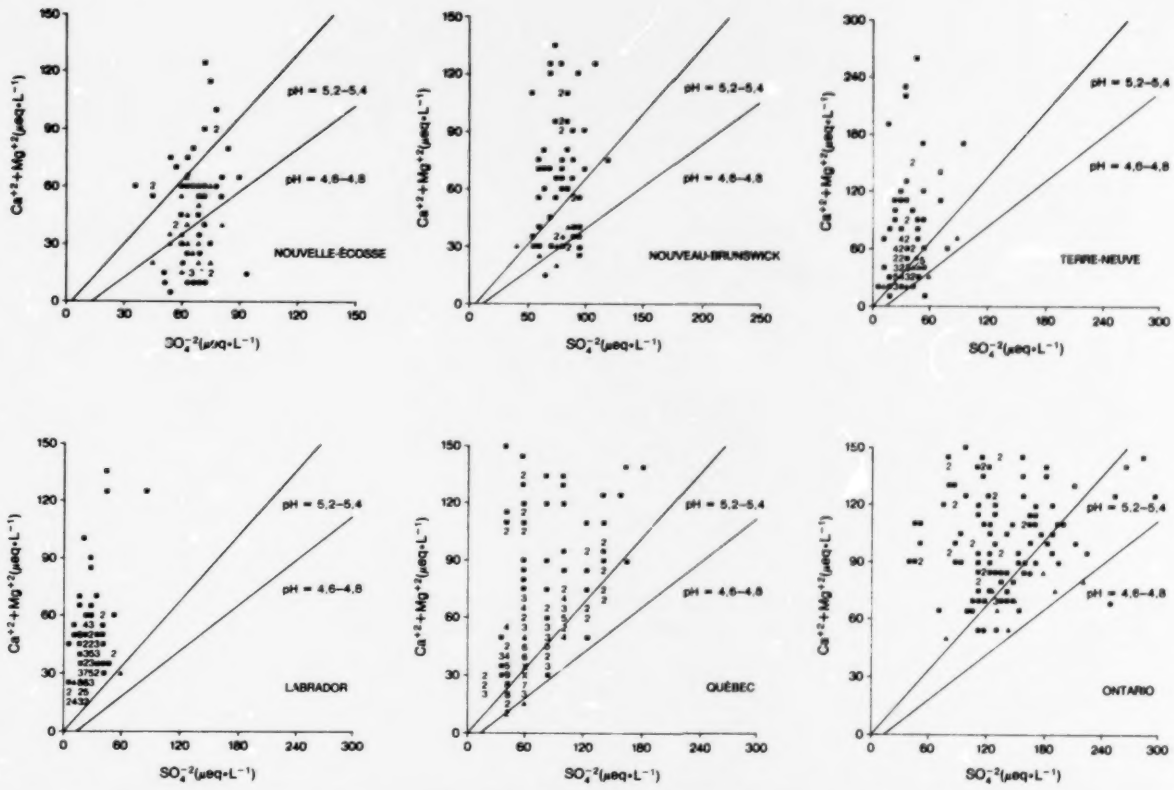


FIG. 7. Graphiques régionaux des cations Ca^{+2} plus Mg^{+2} en fonction du SO_4^{-2} selon la formule nomographique d'Henriksen (1980).

de la Nouvelle-Écosse, 15 % (n = 10) des lacs du Nouveau-Brunswick, par rapport à une moyenne de 3 % des lacs échantillonnés en Ontario, au Québec et à Terre-Neuve, appartenaient à la section des lacs acides du nomogramme. D'après la figure 7, les lacs acides et les lacs en transition appartiennent à la catégorie prévue sur le nomogramme. Toutefois, il semble que beaucoup (29 %) de lacs non acides contenaient un surplus d'anions SO_4^{-2} par rapport aux concentrations prévues par le modèle d'Henriksen.

Une analyse de l'alcalinité en fonction de la somme des ions Ca et Mg (fig. 8), surtout dans les lacs non acides, montre un déficit en éléments alcalins plus important que celui auquel on s'attendait. Si les lacs sont en transition lorsqu'ils passent d'un état à prédominance en bicarbonates à un état à prédominance en sulfates (causé par les précipitations acides), le déficit en éléments alcalins relativement à la somme des ions Ca^{+2} et Mg^{+2} devrait augmenter. Lorsque l'altération chimique du bassin versant est dominée par des acides forts provenant des précipitations, un cation basique est émis dans la solution sans qu'il y ait formation de bicarbonates. C'est en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, au Québec et en Ontario que l'on a relevé les déficits les plus importants.

Pour toutes les régions, nous avons comparé les teneurs en sulfates à la somme des ions Ca plus Mg moins les ions bicarbonates (fig. 9). Dans toutes les provinces, sauf en Ontario, les teneurs en sulfates ont semblé être beaucoup plus élevées que celles prévues. On s'attend à ce qu'un équilibre s'établisse entre les ions SO_4^{-2} et les ions (Ca^{+2} + Mg^{+2} – HCO_3^-) si les lacs contiennent beaucoup d'acides forts (si d'autres ions (p. ex., Na^+, K^+) ont peu d'importance, simplement à cause du principe d'équilibre de charge). Haines et Akielaszek (1983) ont constaté que les cations Na^+, K^+ et H^+ étaient associés aux sulfates. Il semble que, d'après une régression des résidus à partir de la ligne de 45° de [SO_4^{-2} – (Ca^{+2} + Mg^{+2})] par rapport à Na^+ + K^+, ces cations supplémentaires sont responsables de certaines concentrations excessives de sulfates. Dans toutes les provinces, à l'exception de Terre-Neuve, nous avons obtenu un meilleur rapport (plage de r^2 entre 0,12 et 0,57, $P<0,05$) par l'addition des autres cations.

On sait que des concentrations élevées de carbone organique dissous ont nui aux dosages du sulfate (Kerekes et Pollock 1983); toutefois, une analyse du rapport entre la coloration et les résidus de la ligne de 45° n'était significatif pour aucune région ($r^2<0,04$). Donc, bien que le modèle de Henriksen puisse être utilisé pour classer l'état des lacs, il semble que les concentrations en SO_4^{-2} dans bon nombre de lacs ne soient pas strictement fonction d'une interférence de l'acide organique au niveau des méthodes d'analyse.

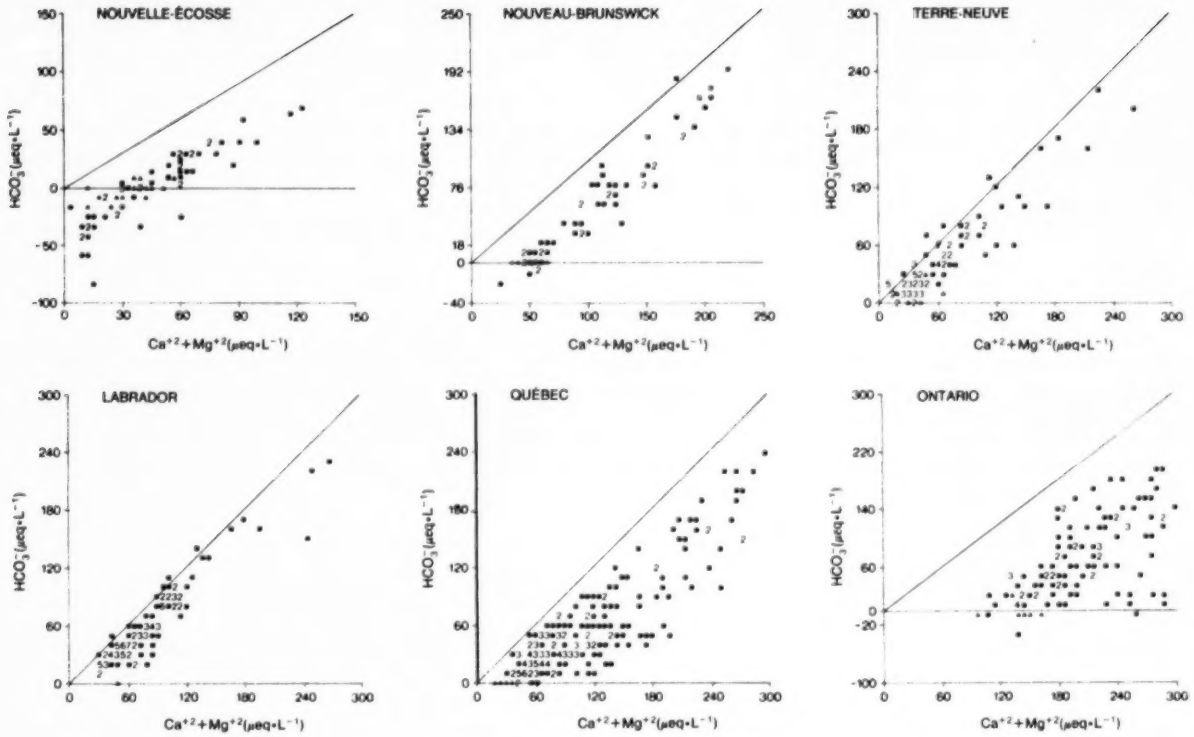


FIG. 8. Rapport entre l'alcalinité (HCO_3^-) et les ions Ca^{+2} et Mg^{+2} pour toutes les provinces de l'est du Canada.

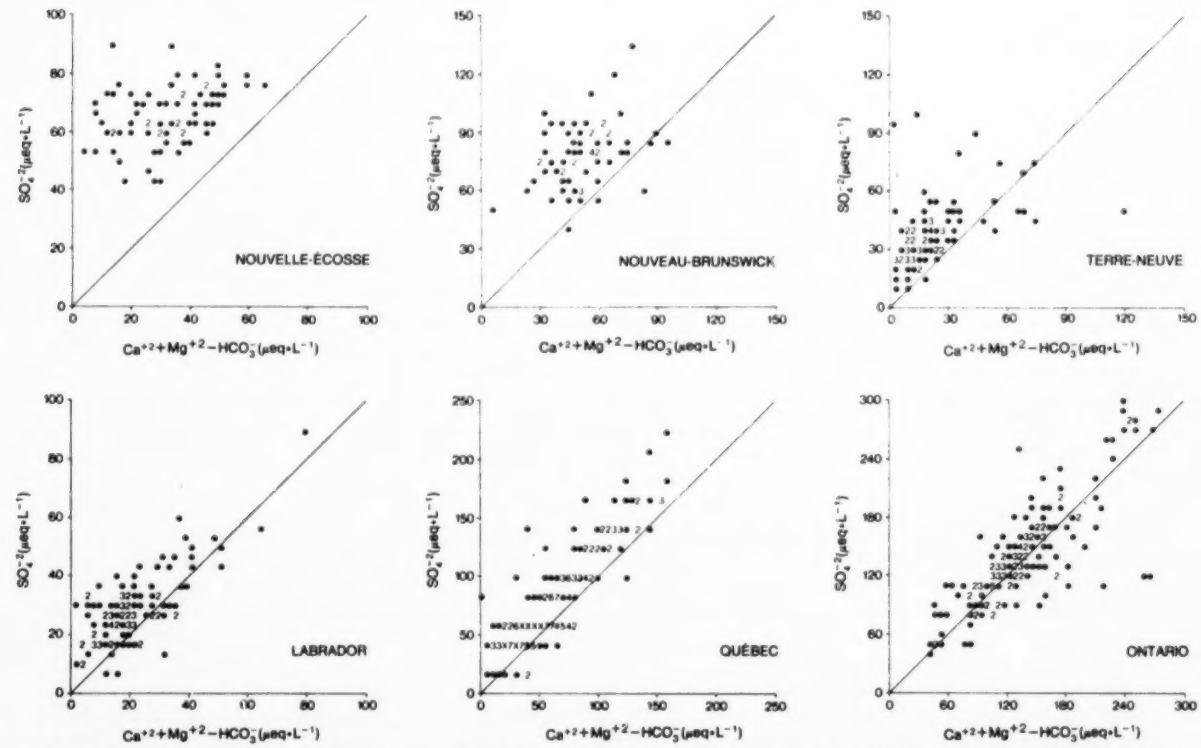


FIG. 9. Comparaison des concentrations de SO_4^{-2} avec la somme des ions $Ca^{+2}+Mg^{+2} - HCO_3$ pour toutes les provinces de l'est du Canada.

Pour mesurer les concentrations de métaux dans les lacs, quel est l'élément le plus important : les dépôts ou l'emplacement (géologie)?

Les concentrations de Zn, Pb, Cu, Cd et Ni sont plus élevées dans les lacs de Norvège, de Suède et de l'Ontario que dans les lacs non acides des régions avoisinantes (Beamish 1976; Wright et Gjessing 1976; Beamish et Van Loon 1977). Les concentrations de Al et de Mn ont également augmenté dans les eaux de surface reconnues pour subir les effets des apports acides (Almer *et al.* 1978; Cronan et Schofield 1979; Driscoll *et al.* 1980).

Des concentrations élevées de Al peuvent avoir des effets graves sur les poissons et d'autres biotes aquatiques; toutefois, la complexation de l'Al avec des ligands organiques semble réduire sa toxicité (Driscoll *et al.* 1980). La mesure de l'Al total dans les lacs doit être considérée avec prudence puisqu'il est possible de surestimer la toxicité induite par l'aluminium.

Les concentrations de Al total (tableau 2) sont comprises entre 3,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ et un maximum de 625 $\mu g \cdot L^{-1}$ (moyenne de 83,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec un écart-type de 68,5) pour tous les lacs (n = 810). On a observé un rapport très important entre les concentrations d'aluminium et le pH lorsque l'on a combiné toutes les données [log (Al) = 2,3513 - 0,2422(pH), r^2 = 0,23, n = 808]. Les teneurs en aluminium pour les lacs de l'Ontario

TABLEAU 10. Résumé des régressions linéaires multiples de chacun des métaux étudiés, avec indication du pH et de la coloration.

Métal	Région	n	Constante	Coefficient du pH	Coefficient de la coloration	r^2	Première variable incluse (r^2)	
Al	N.-É.	76	35,52	– 5,14	0,147	0,812	Coloration	(0,574)
	N.-B.	65	22,07	– 3,05	0,087	0,366	pH	(0,193)
	T.-N.	106	16,07	– 1,85	0,161	0,648	Coloration	(0,631)
	Labrador	130	3,03	*	0,122	0,507	Coloration	(0,507)
	Qué.	246	41,50	– 5,28	0,103	0,446	pH	(0,341)
	Ont.	179	48,19	– 6,38	S/O	0,199	pH	(0,199)
Mn	N.-É.	76	Pas de régression significative					
	N.-B.	65	2,13	– 2,32	*	0,153	pH	(0,153)
	T.-N.	106	0,21	*	0,005	0,306	Coloration	(0,306)
	Labrador	Non mesurés						
	Qué.	246	1,07	– 1,18	0,003	0,120	pH	(0,078)
	Ont.	Non mesurés						
Fe	N.-É.	76	1,75	*	0,153	0,712	Coloration	(0,712)
	N.-B.	65	14,90	– 2,11	0,081	0,341	pH	(0,109)
	T.-N.	107	– 2,72	*	0,208	0,742	Coloration	(0,742)
	Labrador	Non mesurés						
	Qué.	246	0,50	*	0,155	0,233	Coloration	(0,233)
	Ont.	Non mesurés						
Cd	N.-É., N.-B., Labrador, Ont.	Non mesurés						
	T.-N.	107	Pas de régression significative					
	Qué.	200	Pas de régression significative					
Cu	N.-É., N.-B., Labrador	Non mesurés						
	T.-N.	18	Pas de régression significative					
	Qué.	117	0,242	– 0,028		0,069	pH	(0,069)
	Ont.	179	– 0,051	0,030	S/O	0,040	pH	(0,040)
Zn	N.-É., N.-B., Labrador	Non mesurés						
	T.-N.	18	Pas de régression significative					
	Qué.	246	0,395	– 0,030	0,001	0,068	Coloration	(0,042)
	Ont.	179	Pas de régression significative					
Ni	N.-É., N.-B., Labrador	Non mesurés						
	T.-N.	18	Pas de régression significative					
	Qué.	140	Pas de régression significative					
	Ont.	128	0,497	– 0,066	S/O	0,095	pH	(0,095)

* Non inclus dans la régression (c.-à-d., n'explique pas une partie importante de la variance de la variable dépendante.)
S/O — paramètre non mesuré

TABLEAU 11. Résultats de l'analyse de la covariance pour l'aluminium, le manganèse et le fer en fonction du pH, stratifiés par région.

Métal	*n*	Probabilités du test *F* (degrés de liberté)		
		Pente globale = 0	Mêmes pentes	Mêmes moyennes corrigées
Al	809	<0,0001 (1 802)	0,0003 (5 802)	<0,0001 (5 802)
Mn	501	<0,0001 (1 496)	0,0315 (3 493)	<0,0001 (3 496)
Fe	502	<0,0001 (1 497)	0,1396 (3 494)	0,0087 (3 497)

(moyenne de 69,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec un écart-type de 81,7), du Québec (moyenne de 90,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec un écart-type de 56,8) et du Nouveau-Brunswick (moyenne de 43,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec un écart-type de 37,8) étaient liées au pH (tableau 10). Les teneurs en aluminium relevées en Nouvelle-Écosse (moyenne de 119,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec un écart-type de 70,5), à Terre-Neuve (moyenne de 114,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec un écart-type de 80,4) et au Labrador (moyenne de 64,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ avec un écart-type de 44,0) étaient liées à la présence d'acides organiques (coloration). Il semble, d'après ces corrélations, qu'une grande partie de l'aluminium libre forme des complexes organiques et est moins toxique pour les poissons. Cette corrélation étaye aussi d'autres indices selon lesquels les eaux fortement colorées des provinces maritimes empêchent une étude simple de la chimie de l'acidification.

D'après une analyse de la covariance (tableau 11), les moyennes corrigées présentent des différences substantielles mais non les pentes de la régression de l'aluminium en fonction du pH d'une région à l'autre, ce qui porte à croire que ces différences régionales peuvent être imputées à un apport géologique de ce métal. La plage des teneurs en Al mesurées dans les lacs au Canada se situe entre celles des lacs non acides de la Norvège (Wright *et al.* 1976) et de la Suède (Dickson 1975) et celles des lacs acides de la Norvège (Henriksen et Wright 1977; Wright *et al.* 1976; Wright et Snekvik 1978) et de la Suède (Dickson 1975, 1980).

Étant donné que dans toutes les régions, nous avons relevé des teneurs en Al qui couvrent une vaste plage de valeurs, nous avons également classé les lacs en fonction de leur teneur en Al, selon qu'elle était inférieure ou supérieure à la norme de la qualité de l'eau, soit 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CMI 1984), pour la protection de la vie aquatique :

Teneur en Al	Ont.	Qué.	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador
≤ 100	145	142	35	64	63	105
≥ 100	33	102	41	4	44	25

Bien que dans chaque province il y ait des lacs dont la teneur en Al dépasse les critères relatifs à la qualité de l'eau, c'est au Québec, en Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve que l'on trouve la plus forte proportion de lacs qui ne satisfont pas aux normes.

Le manganèse est un autre bon indicateur de l'acidification d'un bassin versant puisqu'il est facilement entraîné par les eaux de ruissellement acides (Schieder *et al.* 1979). Pour tous les lacs (n = 502), la concentration moyenne de Mn était de 140 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les lacs de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick. Toutefois, les concentrations moyennes pour toutes les régions présentent une faible différence (tableau 2). Le lien était très important entre le manganèse et le pH dans les lacs du Nouveau-Brunswick et du Québec, et entre le manganèse et la coloration à Terre-Neuve (tableau 10). Un écart important au niveau des moyennes corrigées d'une région à l'autre (tableau 11) et de la régression du Mn en fonction du pH porte à croire que des différences régionales, probablement au niveau de la disponibilité géologique du Mn, peut être responsable de certains écarts.

Les teneurs en fer étaient fortement associées, du point de vue statistique, à la coloration de l'eau des lacs, surtout en Nouvelle-Écosse et à Terre-Neuve (tableau 10). Dans ces provinces, on a dû, en effet, échantillonner un plus grand nombre de lacs « à eau brune » que dans d'autres régions. Le rapport pH–Fe présentait peu de différence pour ces régions. L'écart restreint des concentrations moyennes entre les régions (tableau 11) peut être attribuable à des différences régionales au niveau de la géologie et (ou) de l'apport en fer, mais il est plus probable qu'il résulte de la disparité du nombre de lacs « à eau brune » d'une région à l'autre.

Les concentrations moyennes de Cd, de Cu, de Zn et de Ni (tableau 2) étaient inférieures aux concentrations reconnues comme toxiques pour les poissons (Spry *et al.* 1981). Toutefois, nous avons souvent relevé, surtout en Ontario, des concentrations élevées de cuivre qui étaient dans la plage de valeurs reconnues pour avoir des effets sur le comportement ou la croissance de certaines espèces (Spry *et al.* 1981).

Métal[a] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Ont.	Qué.	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador
Fe						
≤300	Aucune	233	65	66	95	Aucune
>300	donnée	18	11	2	13	donnée
Cu						
<5	103	112	Aucune	Aucune	18	Aucune
>5	71	6	donnée	donnée	0	donnée
Zn						
<30	170	250	Aucune	Aucune	18	Aucune
>30	9	1	donnée	donnée	0	donnée
Ni						
<25	127	138	Aucune	Aucune	18	Aucune
>25	1	0	donnée	donnée	0	donnée

[a]Critères relatifs à la qualité de l'eau (CMI 1984) établis pour protéger la vie aquatique.

Les plages des concentrations de tous ces métaux est un reflet des différences dans la position des lacs non acides et des lacs acides (Haines 1981). En Ontario et au Québec, il existait un rapport entre les concentrations de Cu et de Ni et le pH, mais les valeurs de r^2 étaient faibles (tableau 10).

Une analyse discriminante progressive (tableau 12) a été utilisée en vue d'évaluer l'efficacité de fonctions discriminantes, dérivées des concentrations de métaux, pour classer les lacs en fonction de groupes régionaux ou de concentrations des dépôts. Une plus forte proportion de lacs ont été correctement classés selon la répartition des métaux dans les dépôts plutôt que par groupes régionaux. Toutefois, il ne nous est pas permis de conclure que le taux de dépôt est significativement plus important que les groupes régionaux pour établir les différences au niveau des concentrations de métaux d'un lac à l'autre.

Quels sont les facteurs responsables des différences entre les lacs?

On a constaté que le pouvoir de neutraliser les acides était très faible dans beaucoup de lacs dans l'est du Canada et que ceux-ci étaient donc sensibles à l'acidification. D'après une analyse factorielle (tableau 13) de toutes les données sur la chimie de l'eau, les ions Ca^{+2} et Mg^{+2} ainsi que l'alcalinité sont les principaux facteurs utilisés en vue de caractériser la variabilité globale de la composition chimique de l'eau d'un lac à l'autre. Évidemment, les paramètres associés aux processus de dégradation chimique constituaient le facteur dominant de la variabilité des lacs échantillonnés dans l'est du Canada.

TABLEAU 12. Analyses discriminantes progressives des répartitions des métaux par région.

Critère de classification	Variables considérées	Variables incluses	Proportion des lacs bien classés	Probabilité d'une bonne classification par chance seulement
Régional	Al	Al	0,18	0,17
	Al, Mn, Fe	Al, Mn	0,41	0,25
Classe de dépôts	Al	Al	0,32	0,25
	Al, Mn, Fe	Al, Mn	0,50	0,33

TABLEAU 13. Importants facteurs de charge d'après l'analyse des principales composantes de 579 lacs.

Facteur			
1	2	3	4
Alcalinité	Élévation	K	Profondeur de Secchi
HCO_3	Na	SO_4	Coloration
Ca	Cl	$XSSO_4$	Al
Mg		XSK	
XSCa			
XSMg			

XS = valeurs corrigées en fonction de l'apport en sel de mer

Pêches

Au Canada, les modifications des communautés et des populations de poissons ont été utilisées comme indicateurs des répercussions anthropogéniques dans la région de Sudbury (Ontario) (Beamish et Harvey 1972; Beamish 1976) et dans le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Watt *et al.* 1983). Des études à grande échelle effectuées en Norvège ont étayé la perte de populations de poissons relativement au pH dans des centaines de lacs (Wright et Snekvik 1978; Overrein *et al.* 1980). Des études effectuées dans les Adirondaks (New York) ont mis en évidence des modifications dans les pêches au cours des années (Schofield 1976; Pfeiffer et Festa 1980). L'augmentation de la concentration de certains métaux peut aggraver l'effet de l'acidification sur les poissons. La mortalité de truites arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) parquées dans des cages dans des lacs acides près de Sudbury (Ontario), a été attribuée au Cu ou au Cu et au Zn associés à un pH faible (Yan *et al.* 1979). Cronan et Schofield (1979) ainsi que Schofield et Trojnar (1980) ont indiqué que la mortalité chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), dans l'état de New York, était attribuable à la fois à la présence de l'aluminium et à la valeur du pH. De nombreuses études en laboratoire ont porté sur la toxicité des métaux et du pH chez les poissons (Spry *et al.* 1981); toutefois, sur le terrain, l'importance de la toxicité du métal pour les poissons est encore très peu connue.

Dans le cadre de la présente étude, l'élément pêches devait servir à déterminer s'il existait un lien entre la répartition, la croissance, l'abondance et les charges corporelles des poissons en métaux et les caractéristiques chimiques et physiques des lacs, et notamment, si les communautés de poissons de l'est du Canada pouvaient réagir à l'acidification du milieu ou présenter des symptômes dus à celle-ci.

Représentation des espèces

Un seul filet maillant tendu pour une période de 1 ou 2 jours peut être utilisé pour établir, avec une fiabilité limitée, la présence d'espèces de poissons, même de gros poissons vulnérables. Pour assurer une plus grande fiabilité, il faudrait que l'effort d'échantillonnage soit plus important et qu'on ait recours à divers engins. Le nombre moyen d'heures consacrées à la pêche est de 18,5 en Nouvelle-Écosse, de 21,9 au Québec, de 26,3 au Nouveau-Brunswick et atteint 41,2 en Ontario, 47,8 à Terre-Neuve et 54,4 au Labrador (moyenne de 35,0 avec un écart-type de 13,5 pour l'ensemble des régions).

On a capturé 39 espèces (21,5 % de toute l'ichtyofaune dulcicole du Canada (Scott et Crossman 1973)) dans les 510 lacs considérés dans l'est du Canada. L'omble de fontaine était la seule espèce présente dans toutes les régions et l'espèce dominante au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve, au Labrador et au Québec (tableau 14). Le meunier noir (*Catostomus commersoni*) et la perchaude (*Perca flavescens*) étaient les espèces dominantes respectivement en Ontario et en Nouvelle-Écosse. Parmi les autres espèces capturées habituellement, on peut mentionner la barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*), le méné de lac (*Couesius plumbeus*), le touladi (*Salvelinus namaycush*) et le saumon d'eau douce ou ouananiche (*Salmo salar*).

TABLEAU 14. Fréquence proportionnelle des principales espèces de poissons présentes dans chacune des régions.

	Ont.	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador	Qué.[a]
Omble de fontaine	0,21	0,36	0,56[b]	0,69[b]	0,42[b]	0,66[b]
Meunier noir	0,29[b]	0,47	0,52		0,28	0,26
Barbotte brune	0,01	0,37	0,28			0,03
Grand brochet	0,10				0,22	0,21
Perchaude	0,08	0,64[b]	0,23			0,05
Bar-perche		0,13	0,10			
Doré						0,11
Meunier rouge					0,18	0,11
Meunier à tête carrée	0,04					
Touladi	0,01				0,22	0,08
Méné de lac	0,10	0,03	0,09			
Grand corégone					0,13	
Saumon de l'Atlantique						
(dulcicole)			0,03	0,28	0,03	
(anadrome)				0,11		
Nombre total d'espèces capturées	13	10	13	5	10	11

[a]Données tirées de l'enquête de 1981 seulement
[b]Espèce la plus courante dans une région

On a relevé un faible écart (à l'exception de Terre-Neuve) relativement au nombre total d'espèces capturées d'une région à l'autre (moyenne de 10,3 espèces par région avec un écart-type de 2,7) (tableau 14). Toutefois, on n'a pu capturer toutes les espèces présentes dans une région ou soupçonnées de l'être. Une variation importante d'une région à l'autre était évidente. Au Québec et en Ontario, nous avons capturé une moyenne de 10,2 % des espèces connues dans ces régions. En Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et à Terre-Neuve, on a capturé 27,2 % (moyenne combinée) des espèces signalées par Scott et Crossman (1973) et au Labrador, 48,0 %.

Quels facteurs influent sur la variété et l'abondance des espèces de poissons dans l'est du Canada?

On a montré qu'il existait un lien entre la complexité des communautés et la dimension des lacs; un plus grand nombre d'espèces peuplent les grands lacs qui ne sont pas des lacs d'amont (Minns 1981). Au cours de l'étude effectuée au Québec, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) et le doré (*Stizostedion vitreum vitreum*) n'ont été capturés que dans des lacs autres que les lacs d'amont. Toutes les autres espèces ont été capturées à la fois dans des lacs d'amont et les autres. En Ontario et à Terre-Neuve, où presque tous les lacs échantillonnés étaient des lacs d'amont, on a capturé moins d'espèces par lac que dans les autres régions (tableau 15); c'est aussi dans ces régions que l'on retrouvait une plus forte proportion de lacs sans poissons. Les plus petits lacs se trouvaient en Ontario; par ailleurs, les plus grands lacs échantillonnés se trouvaient au Québec. Toutefois, le nombre de lacs sans poissons et d'espèces par lac à ces endroits était comparable à celui de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick. Les superficies moyennes des lacs dans ces régions étaient parmi les plus petites de l'étude.

La composition spécifique des communautés variait d'une région à l'autre et traduisait des différences de répartition géographique. Les communautés de poissons présentes dans les lacs de la Nouvelle-Écosse et du Nouveau-Brunswick étaient dominées par l'omble de fontaine, la perchaude, le baret (*Morone americana*), le meunier noir et la barbotte brune (tableau 14). Ces données sont comparables aux autres études sur les pêches effectuées par Peterson et Martin-Robichaud (1982) et sont un reflet de la communauté dominante dans ces régions. Cela contraste avec les communautés de l'Ontario et du Québec, qui sont dominées par l'omble de fontaine, le meunier noir, le grand brochet (*Esox lucius*), le doré et la perchaude (tableau 14). Ces résultats sont semblables à ceux de Minns (1981) selon lequel l'omble de fontaine, qui est la seule espèce présente dans les petits lacs, constitue la communauté la plus fréquente en Ontario. On peut s'attendre à des associations d'espèces au Québec et au Labrador étant donné que des lacs plus grands ont été échantillonnés (Johnson *et al.* 1977) et que la répartition zoogéographique des espèces est connue (Scott et Crossman 1973). À Terre-Neuve, le nombre d'espèces et leur dominance dans les communautés étaient semblables aux résultats de l'étude menée dans la presqu'île Avalon par Whelan et Wiseman (1975, 1977).

Le pH influe-t-il sur la variété et l'abondance des poissons dans les lacs de l'est du Canada?

À mesure qu'un lac s'acidifie, on s'attend à ce qu'il y ait un changement au niveau du nombre de poissons et de la variété des espèces (Haines 1981; Harvey 1982; Schofield 1982; Kelso et Gunn 1984). Nos données (fig. 10) montrent des différences dans le nombre d'espèces capturées dans les eaux de pH différent. En com-

TABLEAU 15. Nombre d'espèces capturées par lac et nombre de lacs où la pêche a été infructueuse (lacs d'amont et autres).

	Ont.	Qué.	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador
Nombre de lacs	72	91	76	69	108	94
% du nombre total de lacs qui étaient des lacs d'amont	100,0	78	85,5	88,4	98,1	52,1
Nombre de lacs où il n'y a pas eu de capture	29	7	9	8	27	5
% des lacs où il n'y a pas eu de capture	40,3	7,7	11,8	11,6	25,0	5,3
% des lacs d'amont où il n'y a pas eu de capture	100,0	71,4	100,0	87,5	100,0	100,0
Nombre moyen d'espèces par lac avec l'écart-type	1,0 ± 1,0	2,0 ± 1,3	2,2 ± 1,5	2,5 ± 2,0	1,1 ± 0,8	1,7 ± 1,7

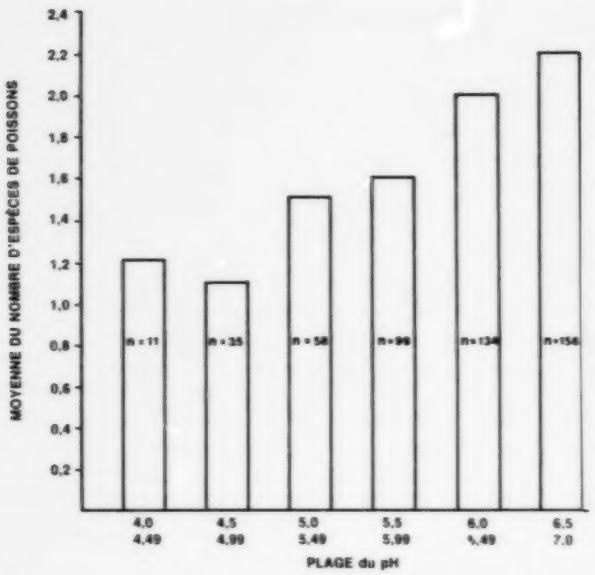


FIG. 10. Rapport entre le nombre d'espèces de poissons et le pH pour tous les lacs dans l'est du Canada.

TABLEAU 16. Nombre moyen d'espèces de poissons par catégorie de pH et par région (les chiffres entre parenthèses correspondent au nombre de lacs) dans le cas des lacs d'amont seulement.

pH	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador	Qué. 1981	Ont. 1982	Ont.	Toutes les régions
4,0–4,49	1,2(11)	— (0)	— (0)	— (0)	— (0)	— (0)	— (0)	1,2 (11)
4,5–4,99	1,1(14)	1,4 (5)	0,4 (5)	— (0)	1,0 (3)	— (0)	0,8 (4)	1,0 (31)
5,0–5,49	2,6(18)	1,2 (5)	0,5(13)	1,0 (1)	1,8 (4)	1,0 (3)	0,4 (8)	1,9 (52)
5,5–5,99	3,8 (6)	1,7(10)	1,0(31)	1,6(12)	1,4 (8)	3,4 (5)	0,8(16)	1,5 (88)
6,0–6,5	2,9(14)	2,6 (5)	1,4(28)	1,5(23)	1,9 (8)	2,4 (9)	1,2(15)	1,8(102)
6,5 +	2,0 (2)	3,0(36)	1,3(28)	2,9(13)	— (0)	2,5(16)	1,1(29)	2,1(124)

binant toutes les données des régions, la baisse la plus importante du nombre d'espèces s'est fait sentir dans les eaux dont le pH était inférieur à 6,0. D'après une étude des mêmes données pour chacune des régions, il semble que la petite taille des échantillons, dans certaines classes de pH, donne lieu à des irrégularités de peu d'importance (tableau 16) dans certaines régions.

Si la dimension du lac devait faire obstacle à la tendance selon laquelle le nombre d'espèces est moindre dans les eaux dont le pH est faible, on devrait donc s'attendre à ce qu'il existe un rapport entre la dimension du lac et le pH. En premier lieu, nous avons étudié la dimension des lacs délimités par les classes de pH de la figure 10 :

Classe de pH d'après la figure 10	*n*	Superficie moyenne des lacs (ha)	Plage (ha)	Écart-type de la moyenne
4,00–4,49	12	66	3–150	55
4,50–4,99	36	74	1–600	107
5,00–5,49	64	104	0,3–941	145
5,50–5,99	121	98	0,5–1177	142
6,00–6,49	254	120	0,3–1784	163
6,50–6,99	211	110	0,2–1217	160

Il est évident, d'après la plage de superficies des lacs et le grand écart-type des superficies moyennes des lacs, que chaque classe de pH couvre une vaste plage de superficies. De plus, il n'existe aucun rapport statistique significatif ($r^2 = 0,01$, $F = 0,8$, $n = 811$) entre la dimension du lac et le pH. Par conséquent, bien que la dimension du lac puisse avoir un effet sur la variété des poissons, dans le cas de l'ensemble de données présentes, c'est le pH qui influe le plus sur le nombre d'espèces (fig. 10).

La réaction globale des communautés de poissons à l'eutrophisation (Colby *et al.* 1972; Leach *et al.* 1977) et à l'acidification (Kelso et Gunn 1984) porte à croire qu'il devrait être possible de prévoir la présence et la persistance des salmonidés, des percidés, des centrarchidés et des cyprinidés. La perchaude, la barbotte brune, le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et la chatte de l'est (*Notemigonus crysoleucas*), espèces couramment capturées en Nouvelle-Écosse (moyenne du pH de 4,9) et au Nouveau-Brunswick (moyenne du pH de 5,6), sont reconnus comme des espèces plus tolérantes à un pH faible que le touladi, le grand brochet et le doré, capturés dans une ou plusieurs régions où la moyenne du pH est plus élevée (Québec, Labrador et Ontario) (Rahel et Magnuson 1983; Haines 1981; Harvey 1982; Beamish 1976). D'après ces données, il est toutefois difficile de déterminer si ces différences au niveau des espèces et des communautés ont été établies seulement d'après la sensibilité aux éléments acides.

Une analyse de régression des prises par unité d'effort (PUE) avec le pH du lac (tableau 17) a été effectuée dans le cas de lacs où l'effort de pêche se situait dans la plage de 18 à 36 h. En Nouvelle-Écosse, à Terre-Neuve et en Ontario, on a relevé une association significative entre le nombre total de poissons capturés par 24 heures dans les lacs d'amont et le pH. À Terre-Neuve, il existait un rapport plus fort ($n = 14$, $r^2 = 0,37$) entre le poids des poissons et le pH. Lorsque l'on a combiné les données pour toutes les régions ($n = 176$), la régression abondance–pH était significative pour les PUE au niveau de 5 %, mais elle n'expliquait que 2 % de la variance des PUE. L'analyse combinée des PUE (poids des poissons) a donné des résultats similaires ($n = 70$, $P = 0,09$, $r^2 = 0,04$). Il n'existait aucun rapport significatif entre les lacs (lacs d'amont et autres) dont le pH était inférieur à 5,4 et les PUE par rapport au nombre ($n = 69$) de poissons capturés.

En général, quels facteurs influent sur la variété et l'abondance des poissons dans les lacs de l'est du Canada?

Les principes de biogéographie des îles ont été appliqués aux données sur la variété des espèces par Browne (1981) qui a montré que seule la dimension des lacs a une grande influence sur la variété des poissons. Nous avons montré (fig. 10, tableaux 16 et 17) que le pH influe à la fois sur les prises (abondance) et la variété des communautés de poissons.

Afin d'étudier plus à fond l'influence des lacs sur la variété des espèces et les prises par unité d'effort (PUE), nous avons effectué une analyse de régression multiple séquentielle (tableau 18). L'effet le plus important sur la variété provenait de la dimension du lac puis de la profondeur du lac. Plus la profondeur du lac augmente, plus la variété des espèces diminue. C'est aussi la dimension du lac qui exerce la plus grande influence sur les PUE, suivie de la profondeur du lac, le pH et l'alcalinité. Ces données montrent clairement que tout traitement des effets des dépôts atmosphériques doit comprendre la variabilité intrinsèque imposée naturellement par les limites de l'habitat.

TABLEAU 17. Régression des prises par unité d'effort [a] sur le pH pour les lacs d'amont.

Région	Nombre de lacs contenant des poissons	Pente	Coordonnée à l'origine	r^2	P (pente = 0)
N.-É.	34	31,393	−136,64	0,363[b]	0,0002
N.-B.	34	8,098	−25,00	0,040	0,260
T.-N.	41	5,575	−25,90	0,224[b]	0,002
Labrador	16	0,973	5,95	0,001	0,916
Qué.	22	15,513	−64,20	0,11	0,130
Ont.	40	4,592	−22,87	0,232[b]	0,002

[a] Prises par effort = prises par 24 heures : pour un effort compris entre 18 et 36 heures. Les prises correspondent au nombre total de poissons capturés (toute les espèces).
[b] Significatif au seuil de 5 %

TABLEAU 18. Résultats de la régression multiple progressive de quatre variables morphométriques et chimiques sur la variété des espèces de poissons et les prises par unité d'effort (PUE).

	n	Variables[a] incluses	Variables[a] non incluses	r^2
$\log_{10}$ n[bre] d'espèces de poissons + 1	668	1, 2	3, 4	0,15[b]
$\log_{10}$ PUE + 1	472	1, 2, 3, 4		0,38[b]

[a] Légende des variables :
1 : log de la superficie = $\log_{10}$ de la superficie du lac
2 : log de la profondeur = $\log_{10}$ de la profondeur maximale
3 : log du pH = $\log_{10}$ (pH)
4 : log de l'alcalinité = $\log_{10}$ (alcalinité + 100 $\mu eq \cdot L^{-1}$)
[b] Correspond au degré de signification pour $P < 0,01$

Le pH modifie-t-il le développement des poissons (reflété par le coefficient de condition) dans les lacs de l'est du Canada?

En vue d'étudier l'effet du pH sur le développement des poissons, nous avons effectué une analyse de régression du pH sur le coefficient de condition (tableau 19). Ce coefficient (K) est défini par l'équation K = poids/longueur^3 (Lagler *et al.* 1962).

L'état des poissons a été un bon indicateur du stress acide chez les populations de perchaude (*Perca flavescens*) des lacs acides dans les montagnes de La Cloche (Ontario) et de meunier noir de la région de Muskoka–Haliburton (Ontario) (Harvey 1982). Toutefois, nos résultats ne corroborent pas en général l'hypothèse selon laquelle il existe un rapport constant entre le coefficient de condition et le pH pour une espèce donnée. Des résulats irréguliers ont été obtenus pour le signe de la constante de la pente pour une même espèce dans différentes régions et dans la même région au cours de différentes années. En Nouvelle-Écosse, où la moyenne du pH pour les lacs échantillonnés était de 4,9, le coefficient de condition pour l'omble de fontaine n'était que légèrement supérieur ($0{,}15 \times 10^{-4}$) à celui de l'omble de fontaine de l'Ontario ($0{,}14 \times 10^{-4}$) capturée dans des lacs où le pH (moyenne de 6,1) était plus élevé. Une proportion importante de la variance du coefficient de condition pour le meunier noir du Labrador a été associée à la régression sur le pH (r^2 = 0,86).

Peut-on prévoir la présence de certaines espèces dans les lacs?

Une analyse discriminante progressive a été effectuée dans le but de déterminer si l'on pouvait prévoir la présence ou l'absence d'une espèce, d'après 8 variables morphométriques et chimiques des lacs (tableau 20). En utilisant une plus grande base de données, choisie avec moins d'erreurs systématiques en faveur de la présence ou de l'absence d'une espèce de poisson donnée, la dépendance de l'absence–présence des poissons à l'égard de la morphométrie du lac et de l'état acide peut être utilisée pour évaluer les communautés présentes dans les lacs, puis pour prévoir les modifications de la répartition régionale des poissons à la suite d'une modification des dépôts atmosphériques. Lorsque l'on obtenait des fonctions discriminantes significatives, les variables comprenaient, par ordre d'importance, le pH, l'alcalinité, la profondeur maximale, l'élévation, la profondeur de Secchi, la coloration et la superficie du lac. À l'aide de la statistique de classification corrigée aléatoirement (kappa) de Titus *et al.* (1984), moins de la moitié (8 sur 19) des fonctions discriminantes avaient prédit de meilleurs résultats que ce à quoi l'on s'attendait par chance. Le meilleur cas était celui du touladi du Labrador. Dans les trois cas où l'on a obtenu des fonctions pour le meunier noir, les classifications étaient considérablement meilleures que celles établies fortuitement. Même si la fonction globale pour l'omble de fontaine a donné de meilleurs résultats, seulement deux des six fonctions régionales ont donné de meilleurs résultats.

Les facteurs connexes au pouvoir tampon (pH et alcalinité) sont des éléments qui ont beaucoup contribué aux fonctions discriminantes pour la plupart des espèces de la Nouvelle-Écosse, du Nouveau-Brunswick et du Labrador. Considérant l'ensemble des données, la valeur moyenne des valeurs de pH les plus faibles se

TABLEAU 19. Analyses significatives (probabilité (P) indiquée dans la colonne de droite) de l'effet du pH sur le développement des poissons représenté par le coefficient de condition (W/L^3).

	n	Pente	Coordonnée à l'origine	r^2	P (pente = 0)
Omble de fontaine					
N.-É.	14	$1{,}615 \times 10^{-6}$	$4{,}444 \times 10^{-6}$	0,209	0,101
Qué. 1982	927	$-1{,}847 \times 10^{-6}$	$1{,}277 \times 10^{-6}$	0,040	0,000
Ont.	53	$2{,}372 \times 10^{-6}$	$-1{,}325 \times 10^{-6}$	0,149	0,004
Meunier noir					
N.-B.	38	$-1{,}761 \times 10^{-6}$	$2{,}385 \times 10^{-6}$	0,089	0,068
Labrador	621	$1{,}365 \times 10^{-6}$	$5{,}426 \times 10^{-6}$	0,860	0,000
Qué. 1982	490	$1{,}403 \times 10^{-6}$	$9{,}227 \times 10^{-7}$	0,046	0,000
Qué. 1981	88	$-1{,}077 \times 10^{-6}$	$1{,}652 \times 10^{-5}$	0,097	0,003
Ont.	146	$5{,}054 \times 10^{-7}$	$9{,}050 \times 10^{-6}$	0,026	0,053
Perchaude					
Qué. 1982	19	$-4{,}034 \times 10^{-6}$	$3{,}913 \times 10^{-5}$	0,228	0,039
Touladi					
Qué. 1982	7	$1{,}403 \times 10^{-7}$	$9{,}227 \times 10^{-7}$	0,046	0,000
Doré					
Qué. 1982	178	$5{,}981 \times 10^{-7}$	$4{,}798 \times 10^{-6}$	0,022	0,047

TABLEAU 20. Discrimination entre l'absence et la présence d'espèces de poissons par région.

Espèces (par région)	Variables discriminantes[a] 1	2	3	4	5	6	7	8	*n*	Absence : présence	Classification discriminante: Pourcentage du classement réussi (P_o)	Pourcentage du classement réussi dû à la chance (P_c)	Kappa[b]	Z[c]
Omble de fontaine														
Nouvelle-Écosse		0[d]		0	0	X		0	76	49 : 27	0,62	0,55	0,16	1,27*
Nouveau-Brunswick	0	0	0	0	X	0		0	52	26 : 26	0,62	0,50	0,23	1,66*
Terre-Neuve	0		0	0	X	0	0	0	107	32 : 75	0,60	0,52	0,17	1,68
Labrador	0	0	X	0	0	0	0	0	95	41 : 54	0,60	0,49	0,21	2,05
Québec — 1982	0	0	0	0	0	0	0	X	53	34 : 19	0,79	0,52	0,56	3,91**
Québec — 1981	0	0	0	X	0	0	0	0	32	24 : 8	0,75	0,47	0,53	3,17**
Ontario	X	0	0		0	0	0		70	55 : 14	0,84	0,74	0,40	1,76
Toutes les régions	0	X	X		0	0		X	214	118 : 96	0,63	0,51	0,25	3,58**
Meunier noir														
Nouvelle-Écosse		X		X	X	0		0	76	40 : 36	0,74	0,50	0,47	4,11**
Nouveau-Brunswick	0	0	0	0	X	0		0	52	19 : 53	0,77	0,53	0,51	3,51**
Labrador	0	0	0	X	0	X	0	0	95	51 : 44	0,65	0,49	0,32	3,12**
Québec — 1982	0	0	0	0	0	0	0	0	53	40 : 13	—	nf	—	—
Québec — 1981	0	0	0	0	0	0	0	0	32	24 : 8	—	nf	—	—
Ontario	0	0	0		0	0	0		70	50 : 20	—	nf	—	—
Perchaude														
Nouvelle-Écosse		0	0	0	0	X		0	76	27 : 49	0,64	0,55	0,22	1,73
Nouveau-Brunswick	0	0	0	0	X	0		X	52	37 : 15	0,73	0,49	0,47	3,45**
Québec — 1982	0	0	X	0	0	0	0	0	53	40 : 13	0,72	0,56	0,35	2,27
Ontario	0	0	0		0	0	0		70	64 : 6	—	nf	—	—
Doré														
Québec — 1982	0	0	0	0	0	0	0	0	53	40 : 13	—	nf	—	—
Omble chevalier														
Labrador	0	X	0	0	0	0	0	0	95	87 : 8	0,78	0,75	0,12	0,66
Touladi														
Labrador	0	0	X	0	X	0	0	0	95	67 : 28	0,80	0,51	0,59	5,64**
Québec — 1982	0	0	0	0	X	0	0	0	53	49 : 4	0,79	0,72	0,27	1,23
Ontario	0	X	0		0	0	0		70	69 : 1	0,93	0,90	0,27	0,74
Saumon de l'Atlantique														
L —Terre-Neuve	0		0	0	0	0	0	0	107	77 : 30	—	nf	—	—
L — Labrador	0	0	0	0	X	X	0	0	95	91 : 4	0,85	0,80	0,25	1,20
A — Terre-Neuve	0		0	0	0	0	0	0	107	96 : 11	—	nf	—	—
	1	4	4	3	8	4	0	3						

[a]1 : superficie du lac; 2 : profondeur maximale; 3 : élévation; 4 : profondeur de Secchi; 5 : pH; 6 : alcalinité; 7 : conductivité; 8 : coloration.
[b]D'après Titus *et al.* (1984)
[c]**P = 0,001 signification *P = 0,01.
[d]0 : pour l'analyse discriminante; X : principale variable de la fonction discriminante
[e]L : landlocké; A : anadrome
nf : pas de fonction discriminante

trouvait dans deux de ces régions. En général, la présence d'ombles de fontaine dépendait de la morphométrie (profondeur maximale et élévation) et de la coloration. La présence de touladis dépendait du pH, de la profondeur de Secchi et de la profondeur maximale. Minns (1981) a constaté, en Ontario, que les fonctions discriminantes pour les groupes de poissons composés d'ombles de fontaine, de touladis, de grands brochets, d'achigans à petite bouche et de dorés étaient fortement dépendantes de la superficie du lac, de la profondeur maximale et de l'élévation. Dans ce cas, le pH et la conductivité n'étaient pas des variables importantes.

Les fonctions discriminantes (tableau 20) étaient donc de bons éléments pour prévoir la présence ou l'absence de certaines espèces de poissons (touladi et saumon de l'Atlantique), mais étaient médiocres dans le cas d'autres espèces communes. L'élaboration de techniques permettant de prévoir la présence d'espèces à partir de variables chimiques, physiques et morphométriques des lacs exige de toute évidence une base de données beaucoup plus vaste et peut-être une approche axée sur les processus.

TABLEAU 21. Charges corporelles ($\mu g \cdot g^{-1}$) des poissons en métaux, établies sur le poisson entier, sauf à Terre-Neuve.

Métaux		Ont.	Qué. 1981	Labrador	T.-N.	N.-B.	N.-É	Nombre total d'échantillons	Toutes les régions
Hg	Plage	0,01–0,99	0,05–1,64	0,02–1,86	0,02–1,30	0,01–0,711	0,01–3,2	2 782	0,01–3,2
	Moyenne	0,17	0,29	0,22	0,22	0,205	0,38		0,25
Pb	Plage	0,008–14,1	0,008–1,82	—	—	0,008–4,98	0,008–1,25	709	0,008–14,1
	Moyenne	2,12	0,19			0,48	0,18		0,24
Al	Plage	—	—	0,4–8,1	0–4,6	—	—	1 798	0–8,1
	Moyenne			0,97	0,59				0,78
Mn	Plage	—	0,08–11,15	—	0,02–3,24	—	—	1 085	0,08–11,15
	Moyenne		1,68		0,22				0,53
Se	Plage	—	—	—	0,008–1,48	—	—	882	0,008–1,48
	Moyenne				0,57				0,57
Ni	Plage	0,07–12,01	0,01–0,54	—	0,15–5,19	—	—	681	0,01–12,01
	Moyenne	1,1	0,23		0,41				0,69
Zn	Plage	20,5–212,0	2,8–78,0	—	0,65–25,0	60,0–169,0	20,3–152,0	1 634	0,65–212,0
	Moyenne	54,6	11,83		7,54	90,3	90,4		27,5
As	Plage	—	—	—	0,0007–0,36	—	—	671	0,0007–0,36
	Moyenne				0,02				0,02
Cd	Plage	—	0,009–0,16	—	0,011–0,10	0,008–0,82	0,009–0,56	461	0,008–0,82
	Moyenne		0,03		0,05	0,13	0,16		0,09

Quels facteurs influent sur la charge corporelle en métaux à l'état de traces des poissons dans l'est du Canada?

Les poissons peuplant les lacs acides peuvent contenir des concentrations élevées de Hg et d'autres métaux. Des teneurs élevées en Hg chez les poissons en Suède (Jernelov *et al.* 1975), en Ontario (Scheider *et al.* 1979; Kelso et Gunn 1984) et au Minnesota (Glass et Loucks 1980) étaient associées à un pH plus faible ou à une plus faible alcalinité. Armstrong et Sloan (1980) ont signalé des concentrations accrues de Hg chez les poissons des lacs à faible alcalinité des Adirondacks. Dans le cadre d'une étude en laboratoire effectuée par Hodson *et al.* (1978), la concentration de plomb dans le sang des truites arc-en-ciel augmentait à mesure que le pH de l'eau baissait. On sait que l'Al, le Mn et le Zn, qui ont toujours présenté des concentrations élevées dans une eau à faible pH (Beamish et Van Loon 1977; Gjessing *et al.* 1976; Wright *et al.* 1980) ont des effets graves sur les poissons (Baker et Schofield 1980; Spry *et al.* 1981). On n'a pas encore expliqué les charges corporelles élevées de ces derniers métaux à l'état de traces chez les poissons de lacs acides.

Le mercure était le seul métal à avoir été analysé dans les six régions (tableau 21). La concentration de mercure chez les poissons d'eau douce était comprise entre 0,01 et 3,2 $\mu g \cdot g^{-1}$ avec une moyenne de 0,25 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour l'ensemble des régions. La concentration moyenne de chaque région et le taux moyen global sont semblables aux taux signalés pour les échantillons de poisson habillé des lacs Ontario et Érié (Uthe et Bligh 1971), de certains poissons capturés loin du rivage du lac Supérieur (Armstrong et Lutz 1977b), des concentrations dans les muscles de brochet des zones rurales de la Suède (Johnels *et al.* 1967) et de poissons de l'Atlantique Nord (Windom *et al.* 1973). Les concentrations moyennes sont toutes inférieures à la norme minimale de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les tissus des poissons destinés à la consommation humaine (Santé et Bien-être social Canada). Toutefois, dans chaque région, on trouve des poissons dont les teneurs en Hg dans les tissus sont supérieures aux concentrations qui présentent un danger pour la santé :

Région	N^bre^ total d'échantillons	N^bre^ total de lacs échantillonnés	N^bre^ supérieur à 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$	%	N^bre^ de lacs avec des poissons dont la teneur est supérieure à 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$	%
N.-É	121	51	31	25,6	18	35
N.-B.	91	48	1	1,1	1	2
T.-N.	863	74	76	8,8	24	32
Labrador	1199	88	135	11,3	40	45
Qué.	244	32	29	11,9	15	47
Ont.	264	37	11	4,2	10	27

Dans chacune des régions, on a trouvé des poissons dont la teneur élevée en métaux était à peu près comparable à celle relevée dans des régions qui étaient contaminées ou qui pouvaient être contaminées par le Hg provenant d'usines de chlore-alcali (Johnels *et al.* 1967; Fimreite *et al.* 1971; May et McKinney 1981; Fimreite et Reynolds 1973; Armstrong et Lutz 1977a). Les teneurs les plus élevées ont été relevées en Nouvelle-Écosse où le pH moyen global des lacs échantillonnés était le plus faible de l'étude. C'est au Nouveau-Brunswick que l'on a trouvé le plus petit nombre (2 %) de lacs dont la teneur en métaux chez les poissons était supérieure à la norme autorisée pour protéger la santé de l'homme. Dans les cinq autres régions, de 27 à 47 % des lacs contenaient des poissons dont la charge corporelle en Hg était supérieure à 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$.

Dans le but de déterminer les facteurs qui agissent sur la charge corporelle en Hg des poissons, nous avons effectué une analyse de régression multiple séquentielle de la charge corporelle en Hg en fonction de la longueur des poissons et de leur poids; de la dimension, de la profondeur et de l'élévation du lac; du pH, du calcium et de l'alcalinité par région. Le seul facteur constant ayant une inluence significative ($P<0,05$) sur la charge corporelle en Hg était la longueur du poisson. En Ontario et au Labrador, les concentrations de Hg diminuaient lorsque les ions Ca^{+} augmentaient, alors que c'était l'inverse en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick. Parce que dans la plupart des cas il s'agissait de lacs d'amont, il n'y avait aucune source de Hg en amont.

Le plomb a été dosé chez les poissons capturés dans quatre régions. Les concentrations étaient comprises entre 0,009 et 14,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ avec une moyenne globale de 0,24 $\mu g \cdot g^{-1}$. Toutes les valeurs obtenues pour les régions du Québec, du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse étaient inférieures à la norme de 10 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour les poissons destinés à la consommation humaine. Ces concentrations correspondaient à celles calculées pour les filets de poissons capturés au Wisconsin (Konrad *et al.* 1974), les poissons habillés capturés dans des zones d'eau douce non industrialisées et fortement industrialisées en Ontario (Uthe et Bligh 1971), et pour les pêches côtières (MDE 1976) et hauturières (Armstrong et Lutz 1977b) du lac Supérieur. Dans toutes les régions, les concentrations élevées étaient semblables à celles relevées par May et McKinney (1981) dans des régions des États-Unis reconnues pour leurs sources industrielles ponctuelles de Pb. En Ontario, des sources géologiques importantes peuvent être un facteur de contamination.

Les concentrations d'Al chez les poissons capturés à Terre-Neuve et au Labrador étaient comprises entre des teneurs non décelables et 8,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ avec une moyenne globale de 0,78 $\mu g \cdot g^{-1}$ Nous ne savons pas s'il s'agit de concentrations de fond.

Les concentrations moyennes de Mn au Québec et à Terre-Neuve correspondent à celles relevées chez les poissons d'eau douce par Uthe et Bligh (1971). Les teneurs en sélénium mesurées chez les poissons capturés à Terre-Neuve correspondent à celles mesurées dans le cadre d'une enquête nationale menée aux États-Unis (May et McKinney 1981) et à celles relevées chez les poissons capturés loin du rivage du lac Supérieur (Armstrong et Lutz 1977b). La teneur en arsenic chez les poissons prélevés à Terre-Neuve s'approchait également de la teneur de fond mesurée chez les poissons des Grands Lacs par Uthe et Bligh (1971) ainsi que par Lucas *et al.* (1970).

Les concentrations de Cd chez les poissons capturés au Québec et à Terre-Neuve sont comparables aux concentrations mesurées dans les régions qui n'étaient pas fortement contaminées (Lucas *et al.* 1970; Uthe et Bligh 1971; Lovett *et al.* 1972; Windom *et al.* 1973; Kelso et Frank 1974; Giesy et Wiener 1977). Au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse, cependant, les concentrations moyennes de Cd correspondaient à plus du double des concentrations mesurées à Terre-Neuve ou au Québec (tableau 21). Les concentrations les plus élevées se trouvaient dans la plage signalée par May et McKinney (1981) dans le cas de poissons échantillonnés dans des zones industrialisées, à proximité de fonderies de zinc et de gisements de minerai importants.

La charge corporelle en Ni variait énormément d'une région à l'autre (tableau 21). Les concentrations moyennes de 0,23 $\mu g \cdot g^{-1}$ au Québec et de 0,41 $\mu g \cdot g^{-1}$ à Terre-Neuve sont comparables à certaines concentrations relevées chez les poissons capturés près du rivage du lac Supérieur (MDE 1976), mais dépassent les concentrations mesurées par Uthe et Bligh (1971) chez d'autres poissons d'eau douce du Canada. Il est possible qu'une source géologique importante de Ni soit associée aux fortes concentrations relevées en Ontario.

Les plages les plus étendues de concentrations de métaux se trouvent au niveau de la charge corporelle en Zn dans les régions et d'une région à l'autre (tableau 21). Les charges corporelles mesurées au Québec et à Terre-Neuve étaient semblables à celles mesurées chez les poissons côtiers et hauturiers des lacs Supérieur et Huron (Armstrong et Lutz 1977a, b; MDE 1976), chez d'autres poissons d'eau douce au Canada (Uthe et Bligh 1971) et chez les poissons capturés au Wisconsin (Konrad *et al.* 1974). Les concentrations de zinc mesurées chez les poissons capturés au Nouveau-Brunswick, en Nouvelle-Écosse et en Ontario étaient en général plus élevées que celles signalées ci-dessus (concentrations de fond?) et elles correspondaient à la charge corporelle des poissons prélevés dans des régions où le niveau de contamination est connu (Giesy et Wiener 1977; Murphy *et al.* 1978; Vinikour *et al.* 1980). La plupart des concentrations régionales mesurées étaient supérieures aux concentrations mesurées chez les poissons capturés par les pêches côtières et hauturières de l'Atlantique Nord (Windom *et al.* 1973).

Nous avons effectué une analyse de corrélation canonique pour déterminer si les métaux à l'état de traces (Pb, Se, Cd, As, Hg, Mn, Al, Ni, Zn) chez les poissons avaient un rapport avec la morphométrie du lac (superficie du lac, superficie du bassin versant, élévation, profondeur maximale), la chimie du lac (profondeur de Secchi, pH, alcalinité, conductivité, coloration) et (ou) le poids du poisson, sa longueur ou sa teneur en lipides. Dans ce type d'analyse, des équations canoniques successives sont développées à la fois pour les variables de critères (charge corporelle en métal) et les variables explicatives afin de maximiser leur corrélat canonique. Le carré du corrélat canonique (R^2/cp) correspond à la valeur propre qui représente la proportion de la variance d'une variable canonique prise en compte par l'autre variable.

C'est en Nouvelle-Écosse que se trouvaient les valeurs propres les plus élevées (tableau 22) et, donc, les corrélations les plus fortes entre les variables.

En général, divers facteurs influent sur la charge corporelle des poissons en métaux à l'état de traces, notamment la taille du poisson, le carbone organique total, la coloration de l'eau du lac et la profondeur de Secchi. Toutefois, on a constaté en Ontario, en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et au Labrador que la concentration de divers métaux (Hg, Pb, Zn, Se et Al) augmentait chez les poissons lorsque le pH et (ou) l'alcalinité était faible.

Plancton et benthos

L'acidification des lacs dans les régions touchées par les dépôts acides peut entraîner des modifications importantes chez les communautés d'organismes planctoniques et benthiques (Almer *et al.* 1974; Sprules 1975; Braekke 1976; Kwiatkowski et Roff 1976; Wright *et al.* 1977; Raddum 1980; Conway et Hendrey 1982; Malley *et al.* 1982; Vaughan *et al.* 1982). Les changements survenus au niveau de la présence, de l'abondance et de la succession saisonnière des espèces et de la diversité des communautés ont été des indices de l'acidification des lacs.

La composante planctonique et benthique de la présente étude devait servir à déterminer si la chimie et la morphométrie du lac peuvent influer sur la composition des espèces planctoniques, l'abondance des organismes benthiques et la biomasse.

TABLEAU 22. Résultats d'une analyse canonique établissant un rapport entre les charges corporelles en métaux à l'état de traces (critères) et des variables d'état. Les métaux accompagnés d'un (*) sont influencés par les variables marquées d'un (+). La valeur propre (R^2/cp) correspond à la partie de la variance des charges en métaux prévue par les variables explicatives.

	Ont.	Qué.	N.-É.	N.-B.	T.-N.	Labrador
Espèce	Omble de fontaine	Omble de fontaine	Omble de fontaine	Omble de fontaine	Omble de fontaine	Omble de fontaine
Métal (« critères »)	Hg*, Pb, Ni, Zn	Hg*, Pb, Mn, Zn	Pb*, Se, Cd, Zn*	Pb, Se*, Cd, Zn	Hg*, Al, Mn, Se*, Zn, As	Hg*, Al
Variables explicatives	Ao[a], Aw[b], prof. max., pH+, alc.+, cond., long. poisson, poids du poisson, lipide	Ao, Aw, prof. max., élévation, Secchi, pH, alc., cond., color., long. poisson+, poids du poisson+	Prof. max., Secchi+, pH+, alc.+, COT+[c], long. poisson, poids du poisson	Ao, prof. max., AW, élévation+, Secchi, pH+, alc.+, COT, long. poisson, poids du poisson	Ao+, Aw+, élévation, Secchi, pH+, alc.+, cond., color., long. poisson+, poids du poisson+, lipide	Ao, Aw, prof. max., élévation, Secchi+, pH, alc., cond., color., long. poisson, poids du poisson+
Valeur propre	0,49	0,46	0,73	0,44	0,22	0,24
Espèce	Meunier noir		Meunier noir	Meunier noir	Saumon de l'Atlantique	Meunier noir
Métal (« critères »)	Hg, Pb, Ni, Zn*		Pb, Se, Cd, Zn*	Pb, Se*, Cd, Zn*	Hg*, Al, Mn, Se, Zn, As*	Hg*, Al
Variables explicatives	Ao+, Aw+, prof. max., pH, alc., cond., long. poisson, poids du poisson, lipide		Prof. max., élévation+, Secchi, pH, alc., COT, long. poisson+, poids du poisson+	Ao, prof. max., Aw, élévation, Secchi+, pH, alc., COT, long. poisson+, poids du poisson+	Ao, Aw, élévation, Secchi, pH, alc., cond., color., long. poisson+, poids du poisson+	Ao, Aw, prof. max., élévation, Secchi, pH+, alc.+, cond.+, color.+, long. poisson, poids du poisson
Valeur propre	0,41		0,75	0,63	0,36	0,41
Espèce			Perchaude	Perchaude		Touladi
Métal (« critères »)			Pb*, Se, Cd, Zn	Pb, Se, Cd, Zn		Hg*, Al
Variables explicatives			Prof. max., élévation, Secchi, pH+, alc.+, COT, long. poisson+, poids du poisson+	Ao, prof. max., Aw, élévation, Secchi, pH, alc., COT, long. poisson, poids du poisson		Ao, Aw, prof. max., élévation, Secchi+, pH, alc., cond., color., long. poisson+, poids du poisson+
Valeur propre			0,62	0,69		0,46

[a]Ao = superficie du lac
[b]Aw = superficie du bassin versant
[c]COT = carbone organique total

Quelles propriétés des lacs influent sur la composition et la variété des communautés phytoplanctoniques?

Nous possédons des données sur le phytoplancton pour un total de 351 lacs de l'Ontario, du Québec et de Terre-Neuve. Étant donné que toutes les données ont été recueillies entre la fin d'août et la mi-novembre, nous avons supposé que l'effet de la saison sur la structure des communautés était minime. Lorsque toutes les données régionales ont été combinées, les chrysophycées (algues jaune-vert) et les chlorophycées (algues vertes) constituaient les principaux groupes pour toutes les plages de pH; venaient ensuite les bacillariophycées (diatomées), les cryptophycées (cryptomonadines), les cyanophycées (algues bleu-vert) et les dinophycées (dinoflagellés). Au Québec, les bacillariophycées et les chlorophycées constituaient les groupes dominants. Cette composition des communautés est caractéristique des lacs oligotrophes non acides de l'est du Canada (Schindler et Holmgren 1971) et d'autres régions de l'Amérique du Nord (Hendrey 1982). Nos résultats ne correspondent pas à ceux d'Almer *et al.* (1978), de Yan et Stokes (1978) et de Hendrey (1982) qui ont indiqué que les dinophycées et les chrysophycées avaient tendance à être les communautés dominantes lorsque le pH est faible. Puisque nous avons échantillonné un moins grand nombre de lacs à pH faible, il se peut que notre échantillon ne soit pas représentatif de la communauté pour toutes les valeurs de pH.

En général, le nombre moyen d'espèces de chlorophycées et de cyanophycées était régulièrement plus petit pour un pH faible (tableau 23). Nous avons également relevé une baisse du nombre de cyanophycées dans chacune des régions (Ontario, Québec, Terre-Neuve) lorsque le pH était faible. Le nombre d'espèces variait très peu dans les autres groupes importants, pour différentes plages de pH (tableau 23). Lorsque toutes les données sur le plancton ont été combinées, c'est dans la plage de pH comprise entre 5 et 6 (tableau 23) que nous avons observé le plus grand changement du nombre d'espèces. Cette observation est conforme à d'autres données émanant de la Norvège, de la Suède et de l'Ontario fournies par Conway et Hendrey (1982).

TABLEAU 23. Nombre moyen d'espèces phytoplanctoniques par lac pour différentes plages de pH (toutes les régions).

Plage de pH	N^bre de lacs	Tous les groupes combinés	Chrysophycées	Bacillariophycées	Chlorophycées	Cryptophycées	Dinophycées	Cyanophycées
<4,5	1	8,0	2,0	1,0	2,0	1,0	1,0	1,0
4,5-4,99	12	25,4	8,1	6,5	5,7	1,5	0,9	0,6
5,0-5,49	36	24,3	9,2	4,1	5,8	1,9	1,2	1,1
5,5-5,99	81	27,8	8,6	4,1	7,5	2,0	2,8	2,5
6,0-6,49	98	28,1	8,5	3,8	7,7	2,0	0,7	2,9
>6,5	123	28,8	8,2	3,9	7,7	2,0	1,0	3,1

TABLEAU 24. Analyse de régression entre le nombre de taxons (1), le poids (2) et la dimension du lac (3), le pH (4) et l'alcalinité (5) relativement au benthos et au plancton.

Région	Groupe	n	Variable dépendante	Variable indépendante	Incluse	r^2	P (pente = 0)
N.-É.	Benthos	48	1	3	S/O	0,058	0,0989
		48	2	3	S/O	0,016	0,3953
T.-N.	Benthos	83	1	3	S/O	0,024	0,1646
		83	2	3	S/O	0,007	0,4619
		82	1	3, 4, 5	4	0,148	0,0004
		82	2	3, 4, 5	4	0,080	0,0101
	Zooplancton	107	1	3	S/O	0,014	0,2235
		106	1	3, 4, 5	4, 5	0,152	0,0002
	Phytoplancton	77	1	3	S/O	0,053	0,0440
		76	1	3, 4, 5	3	0,053	0,0440
Qué.	Benthos	33	1	3	S/O	0,006	0,6707
		33	2	3	S/O	0,036	0,2889
	Zooplancton	36	1	3	S/O	0,019	0,4208
		26	1	3, 4, 5	5	0,168	0,0377
	Phytoplancton	175	1	3	S/O	0,003	0,4824
Ont.	Benthos	36	1	3	S/O	0,000	0,9525
		36	2	3	S/O	0,013	0,5099
	Zooplancton	132	1	3	S/O	0,161	0,0000
		128	1	3, 4, 5	3, 4	0,198	0,0000
	Phytoplancton	100	1	3	S/O	0,001	0,7900
		98	1	3, 4, 5	4	0,122	0,0004

Légende des variables (transformation de toutes les données en $\log_{10}$)
1 : nombre de taxons
2 : poids sec et sans cendre
3 : superficie du lac
4 : pH
5 : alcalinité
S/O : désigne des régressions simples avec une seule variable indépendante. Il n'y a donc pas eu de procédé de sélection de la régression multiple progressive pour l'inclusion de variables dans le modèle « de meilleur ajustement ».

Les analyses de régression montrent en général un rapport assez faible entre le nombre de taxons phytoplanctoniques, la dimension du lac, le pH et l'alcalinité (tableau 24). Dans la plupart des cas, la dimension du lac était le principal facteur responsable de la variété des espèces. En Ontario, le pH avait une influence.

Dans chacune des régions, les lacs ont été divisés en groupes (des dendrogrammes produits par l'indice de Jaccard[1] ont été analysés pour la plus grande distance entre les groupes de formation récente) d'après la structure de leur communauté planctonique. L'analyse discriminante a été utilisée ensuite pour déterminer

[1] $J_{ij} = A/(A + B + C)$ où J_{ij} = indice de Jaccard pour les lacs i, j
A = nombre d'espèces dans les deux lacs
B = nombre d'espèces dans le lac i, mais non dans le lac j
C = nombre d'espèces dans le lac j, mais non dans le lac i

TABLEAU 25. Variables utilisées pour les analyses discriminantes.

	Région				Toutes les régions
	T.-N.	N.-É.	Qué.	Ont.	
Biote échantillonné	(B, Z, P)[a]	(B)	(B, Z, P)	(B, Z, P)	
Variables échantillonnées					
Latitude	×	×	×	×	×
Longitude	×	×	×	×	×
Superficie du lac	×		×	×	
Profondeur maximale		×		×	
Bassin versant	×		×	×	
Élévation	×		×		
Éloignement de la mer	×				
Profondeur de Secchi		×	×		
pH (lab.)	×	×	×	×	×
Alcalinité (lab.)	×	×		×	
Conductivité	×		×	×	
MTD	×				
Coloration	×	×	×		
HCO_3^-		×		×	
Ca^{+2}	×	×	×	×	×
Mg^{+2}	×	×	×	×	×
Na^+	×	×	×		
K^+	×	×	×		
Cl^-	×	×	×	×	×
SO_4^{-2}	×	×	×	×	×
PO_3^--P	×				
NO_3^--N	×				
Pb				×	
Al	×	×	×	×	×
Mn	×	×	×		
Cd	×				
Fe	×	×	×		
Cu			×	×	
Zn			×	×	
Ni			×		

[a]B = benthos; Z = zooplancton; P = phytoplancton

TABLEAU 26. Sommaire des analyses discriminantes des données sur le benthos et le plancton. Abréviations : B = benthos, Z = zooplancton, P = phytoplancton. L'analyse a été effectuée deux fois dans le cas du zooplancton de l'Ontario, une fois avec cinq groupes de lacs et une autre fois avec dix groupes (c.-à-d. Z_5 et Z_{10}). Avec n groupes, 100 % de la variance dans l'espace discriminant peut être expliqué par $(n-1)$ fonctions discriminantes.

Caractéristiques de l'analyse discriminante	Ontario				Québec			Terre-Neuve			Nouvelle-Écosse
	B	Z_5	Z_{10}	P	B	Z	P	B	Z	P	B
N^{bre} de lacs	36	128	128	98	31	33	165	79	101	74	48
N^{bre} de groupes	5	5	10	7	7	4	5	5	5	5	6
N^{bre} de FD (90 % V)[a]	3	2	4	3	3	2	4	3	4	4	4
W^{2b}	0,937	0,743	0,919	0,949	1,000	0,979	0,589	0,809	0,823	0,961	0,826

[a]N^{bre} de FD (90 % V) indique le nombre de fonctions discriminantes nécessaires pour expliquer 90 % de cette variance.

[b]$$W^2 = 1 - \frac{n}{(n-k)(1+\lambda_1)(1+\lambda_2)\ldots(1+\lambda_r) + 1}$$

où, n = nombre de lacs

k = nombre de groupes

λ_n = valeur propre de la n^e fonction discriminante

r = nombre de fonctions discriminantes

W^2 est la fraction de la variance de l'espace discriminant qui est propre à la discrimination entre les groupes. En calculant W^2, nous avons utilisé seulement le nombre de fonctions discriminantes énumérées à la ligne trois.

TABLEAU 27. Nombre moyen d'espèces zooplanctoniques par lac dans les plages de pH (toutes les régions combinées).

Plage de pH	N^bre de lacs	Toutes les espèces	Cladocères	Cyclopes	Calanoïdes
<4,5	1	24	7,0	5,0	4,0
4,5-4,99	12	11,96	3,07	1,36	1,83
5,0-5,49	27	13,96	3,39	1,89	1,92
5,5-5,99	56	16,48	3,57	2,1	2,52
6,0-6,49	73	15,64	3,56	2,25	2,49
>6,5	103	16,84	4,26	2,46	2,48

si les groupes de lacs étaient caractérisés par des combinaisons distinctives de caractéristiques chimiques et morphométriques-géographiques (tableau 25).

Les fonctions discriminantes expliquent plus de 95 % de la variance globale entre les lacs en Ontario et à Terre-Neuve, mais seulement 59 % de la variance pour les lacs du Québec (tableau 26). Aucune variable unique ne dominait les fonctions discriminantes en général ou par région. En Ontario et au Québec, la latitude, la longitude, les chlorures, le SO_4^{-2} et la coloration étaient des éléments importants pour au moins une des fonctions. En Ontario, l'alcalinité et le Mg étaient des composantes importantes pour les trois fonctions, mais ne prédominaient pas. Au Québec, la coloration était importante pour les quatre fonctions. À Terre-Neuve, l'élévation, l'éloignement de la mer, la latitude, la coloration, le pH, l'Al et le Fe étaient des variables significatives pour au moins une fonction discriminante. Le Na était aussi une variable relativement importante pour les quatre fonctions.

Quelles propriétés des lacs influent sur la composition et la variété des communautés zooplanctoniques?

Nous disposons de données sur le zooplancton provenant de 272 lacs de l'Ontario, du Québec et de Terre-Neuve. Les cladocères constituent le principal groupe pour des plages de pH élevé et faible; viennent ensuite les calanoïdes et les cyclopes, par région et pour l'ensemble (tableau 27).

Même si la taille des échantillons était plus petite pour les plages de pH faible, on relève une tendance générale vers un moins grand nombre d'espèces à faible pH chez les principaux groupes et pour toutes les espèces combinées (tableau 27). En général, nous avons relevé un moins grand nombre d'espèces de cladocères en Ontario, de cyclopes au Québec, et pour toutes les espèces combinées à Terre-Neuve. Le nombre d'espèces commence à diminuer lorsque le pH est inférieur à 6,0 et le taux de perte est beaucoup plus rapide au-dessous de 5,5 (tableau 27). La moins grande variété d'espèces zooplanctoniques pour des plages de pH plus faible est conforme à d'autres cas relevés au Canada (Sprules 1975; Kwiatkowski et Roff 1976), aux États-Unis et en Norvège (Leivestad *et al.* 1976; Raddum *et al.* 1980).

Une étude des tendances relatives à la présence et à l'abondance d'*Epischura lacustris*, de *Daphnia sicilis* et de *Mysis relicta*, taxons reconnus comme sensibles à l'acide (Carter 1971; Almer *et al.* 1974; Sprules 1975; Raddum *et al.* 1980; Nero et Schindler 1983), a donné des résultats ambigus. Une espèce sera souvent plus abondante dans une catégorie de pH faible que dans une plage de pH élevé dans une région, et ne sera présente dans aucune des autres régions, rendant ainsi toute comparaison impossible. La petite taille des échantillons, les répartitions limitées sur le plan géographique et les erreurs systématiques dues à l'échantillonnage empêchent l'étude d'une espèce donnée. Toutefois, fait important, en Ontario, *D. sicilis* était présente uniquement dans les lacs où le pH est supérieur à 6,0. Il s'agit de la première espèce qui est disparue du lac 223 qui a été acidifié artificiellement (Malley *et al.* 1982).

L'analyse de régression (tableau 24) a mis en évidence des associations significatives entre le nombre de taxons et le pH à Terre-Neuve, au Québec et en Ontario, et entre le nombre de taxons et l'alcalinité à Terre-Neuve. Même si les faibles valeurs de r^2 montrent qu'il s'agit de rapports assez faibles, les résultats sont plus constants que ceux observés dans le cas du phytoplancton.

Les analyses des groupes de lacs et les analyses discriminantes (méthode décrite pour le phytoplancton) ont expliqué plus de 80 % de la variance entre les lacs en Ontario, au Québec et à Terre-Neuve (tableau 26). Aucune variable en particulier ou groupe de variables n'a dominé une des fonctions discriminantes en général ou par région. L'acidité, l'alcalinité, le Ca^{+2}, le Mg^{+2}, le HCO_3^- et le Cu^{+2} étaient des paramètres significatifs en Ontario et à Terre-Neuve. Le Cl^- était important dans ces régions ainsi qu'au Québec. D'après ces variables, les caractéristiques géographiques de ces régions et les propriétés des lacs influencées par les dépôts acides en Ontario et à Terre-Neuve jouent un rôle important pour la détermination de la structure des communautés.

Quels sont les facteurs qui influent sur la composition et la taille des communautés benthiques?

Nous possédons des données sur le benthos de 198 lacs de l'Ontario, du Québec, de Terre-Neuve et de la Nouvelle-Écosse. Des invertébrés benthiques ont été identifiés à différents niveaux taxinomiques dans diverses régions; donc, pour les fins de l'analyse, nous avons groupé les données sous le taxon le plus élevé utilisé pour désigner un groupe particulier d'animaux.

Une tendance générale de quelques groupes dans les lacs à pH faible s'est manifestée lorsque nous avons combiné toutes les données régionales (tableau 28). La même tendance a été relevée dans le cas du benthos des lacs de Terre-Neuve. Une étude des mollusques, des oligochètes et de *Gammarus lacustris*, taxons reconnus comme sensibles aux éléments acides (Raddum 1980; Braekke 1976; Wright *et al.* 1977; Singer 1982), a donné des résultats contradictoires imputables à la petite taille de l'échantillon et à leur répartition géographique limitée. Au Québec, une tendance générale vers un moins grand nombre de mollusques dans les eaux à pH faible a été enregistrée. La densité moyenne a baissé de 91 % lorsque le pH était inférieur à 5,5.

Nous avons relevé des régressions significatives entre le poids sec et sans cendre et le pH, et entre le nombre de taxons et l'alcalinité, dans le cas du benthos de Terre-Neuve seulement (tableau 24). L'absence de régressions significatives dans les autres régions, et les faibles valeurs r^2 significatives, portent à croire que les communautés planctoniques peuvent être plus sensibles à l'acidification que les communautés benthiques.

Les analyses des groupes de lacs et les analyses discriminantes (méthodes décrites pour le phytoplancton) expliquaient plus de 80 % de la variance entre les lacs de l'Ontario, du Québec, de Terre-Neuve et de la Nouvelle-Écosse (tableau 26). Aucune variable en particulier ou groupe de variables n'a dominé constamment une ou plusieurs fonctions discriminantes par région ou dans l'ensemble. La latitude, la longitude, la superficie du lac, l'élévation et la profondeur maximale semblent aussi significatifs dans une région ou dans plusieurs. Le Ca, le Mg et le Mn étaient des éléments importants au Québec. L'alcalinité, la coloration, le Na et le Fe semblent être significatifs pour le benthos de la Nouvelle-Écosse. Les chlorures, l'Al, le Cu et le Zn sont significatifs dans une ou plusieurs fonctions pour le benthos de l'Ontario. Enfin, l'alcalinité, la conductivité, le Ca et l'Al avaient une influence sur les communautés benthiques de Terre-Neuve.

Cours d'eau

Nous disposons de données sur la chimie de l'eau de 91 cours d'eau importants de la Nouvelle-Écosse, de Terre-Neuve et du Québec. La plupart de ces cours d'eau sont ou étaient riches en saumons (Watt *et al.* 1983; Brouard *et al.* 1983; Scruton 1984). Des baisses importantes de certaines populations et les répercussions inconnues des précipitations acides sur la chimie de l'eau et sur les pêches en général ont abouti à la tenue d'études régionales.

TABLEAU 28. Nombre moyen d'espèces benthiques par lac, dans les plages de pH, pour toutes les régions combinées.

Plage de pH	N^{bre} d'espèces	N^{bre} de lacs
<4,5	3,6	7
4,5–4,99	4,4	21
5,0–5,49	5,2	30
5,5–5,99	6,7	44
6,0–6,49	7,1	49
>6,5	6,9	47

TABLEAU 29. Sommaire du bilan de charge pour les propriétés chimiques des cours d'eau avant et après correction en fonction de l'apport en sel de mer.

	Nouvelle-Écosse	Terre-Neuve	Québec
r^2 avant correction	0,87	0,83	0,89
r^2 après correction	0,71	0,57	0,02[a]
% des échantillons avec écart supérieur à 15 % avant correction	17,7	25,0	57,5

[a]Une valeur de r^2 faible résulte d'anomalies au niveau des concentrations de chlorures dans la rivière Mistassini.

En plus des mesures de précaution mentionnées précédemment, nous avons effectué une autre vérification des dosages chimiques de l'eau en comparant la somme des anions et la somme des cations avant et après correction en fonction de l'apport de sel de mer (tableau 29). La corrélation linéaire entre la concentration d'anions (SO_4^{-2}, Cl^-, HCO_3^-) et la concentration de cations (Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^+, K^+, H^+) pour chacune des régions était significative avant et après correction en fonction de l'apport de sel marin, sauf au Québec (tableau 29). Même si le bilan ionique de 231 échantillons (31,3 % du nombre total d'échantillons) avait un écart supérieur à 15 % avant correction, les valeurs généralement élevées de r^2 portent à croire qu'il n'y a aucune erreur d'analyse importante.

Le débit influe-t-il sur le pH des cours d'eau?

Il a été démontré qu'il existe un bon rapport entre la concentation de diverses substances chimiques et le débit des cours d'eau dans certains réseaux fluviaux (Johnson *et al.* 1969; Watt *et al.* 1983). Les substances chimiques qui sont normalement produites à la suite de précipitations, comme l'ion hydrogène dans les précipitations acides, ont tendance à présenter une corrélation positive avec le débit. Des débits plus rapides signifient un apport direct plus grand des précipitations au ruissellement total par rapport aux sources souterraines. Les eaux de ruissellement sont donc moins « diluées » par les eaux souterraines qui, on le suppose, ont un pH plus élevé. De plus, des précipitations élevées entraînent normalement un temps de contact moyen plus court entre les eaux de ruissellement et le sol du bassin versant, ce qui réduit la possibilité d'échange de cations et, donc, la désacidification des eaux de ruissellement.

Cette hypothèse a été vérifiée dans le cas de cinq cours d'eau de la Nouvelle-Écosse; on a relevé des régressions significatives entre le pH et le log du débit dans trois cas (tableau 30).

Nous avons observé une variation considérable de la répartition des valeurs de pH, des concentations de SO_4^{-2} et des cations d'une région à l'autre pendant les périodes à débit maximal (fig. 11). C'est dans les cours d'eau de la Nouvelle-Écosse que l'on trouvait les plus faibles pH et concentrations de cations et les concentrations de sulfates les plus élevées lorsque l'on comparait ces données à celles d'autres régions (tableau 31). Le pH et la concentration en cations étaient plus faibles dans les cours d'eau du Québec que dans ceux de Terre-Neuve.

Étendue des zones menacées

Les propriétés chimiques de l'eau signalées dans la présente étude ne semblent aucunement différentes de celles relevées dans chacune des régions par Kelso et Minns (1982) qui ont déjà traité des données recueillies antérieurement. Pour ce qui est de nos données, il n'existe pas de corrélation significative entre les principaux

TABLEAU 30. Régressions du pH par rapport au log de l'écoulement pour cinq cours d'eau de la Nouvelle-Écosse.

Cours d'eau	*n*	Pente	Coordonnée à l'origine	r^2	*P* (pente = 0)
Liscomb	25	−0,248	5,23	0,486[a]	0,0001
Medway	29	−0,342	5,91	0,370[a]	0,0005
LaHave	26	−0,379	6,38	0,475[a]	0,0001
Tusket	19	−0,249	5,11	0,186	0,0655
Seaway 1	17	−0,201	4,71	0,135	0,1471

[a]Significatif pour $P < 0,05$

TABLEAU 31. pH, concentrations de SO_4^{-2} et de cations dans les cours d'eau.

Région	Nombre de cours d'eau	Mois à débit maximal	Propriétés chimiques pendant le mois à débit moyen maximal (plage)		
			pH	SO_4^{-2}	Cations
Nouvelle-Écosse	24	Avril	4,9 (4,4–6,6)	68,32 (55,19–186,52)	91,02 (60,93–318,43)
Québec	23	Mai	5,5 (5,0–6,6)	52,87 (37,18–66,09)	118,21 (59,55–205,79)
Terre-Neuve	44	Mai	6,2 (5,4–7,7)	39,43 (7,3–118,10)	126,09 (33,76–571,01)

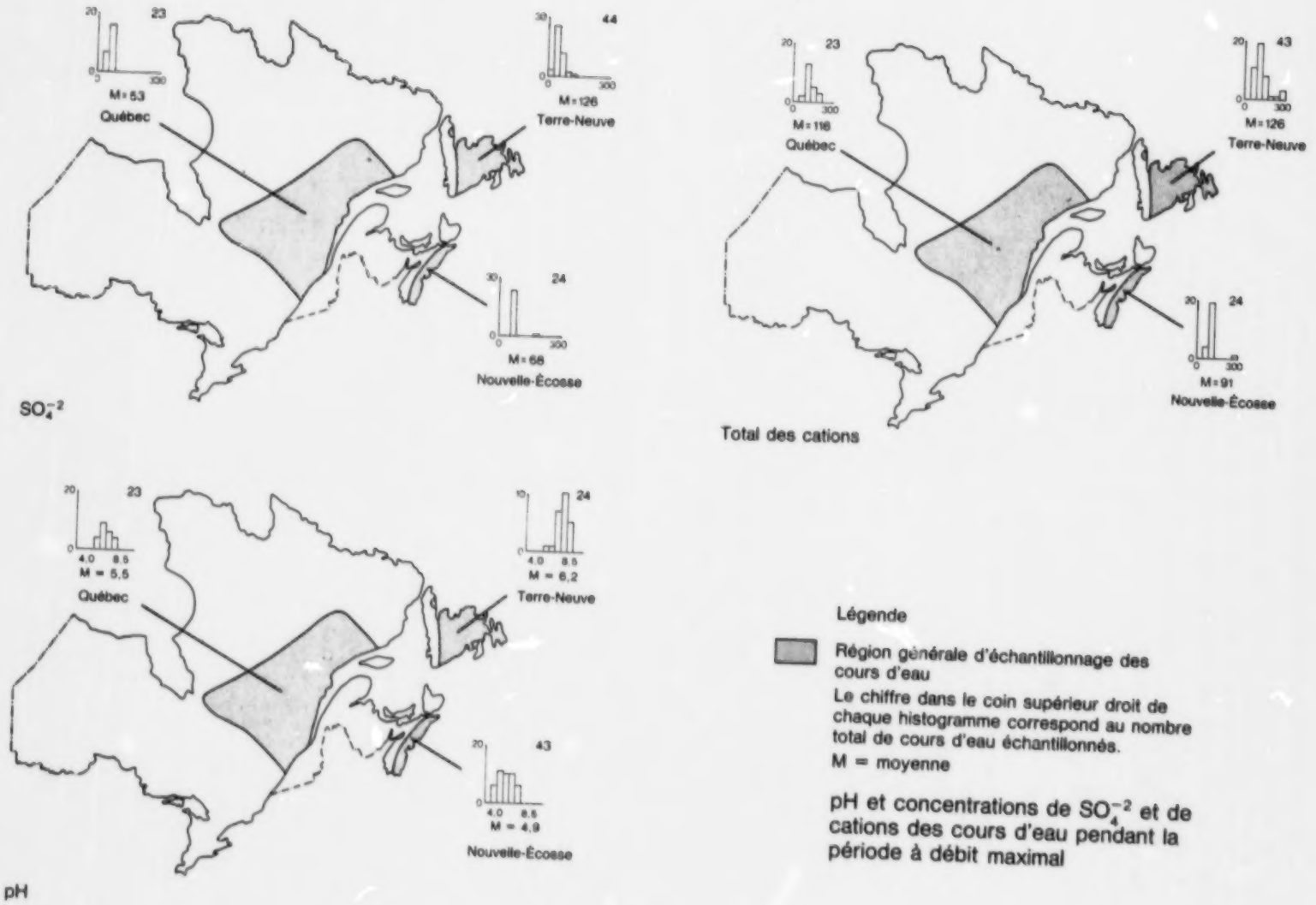


FIG. 11. Répartitions régionales des concentrations de SO_4^{-2}, du pH et du total des cations pendant la période à débit maximal des cours d'eau dans l'est du Canada.

indices de l'état d'un lac (pH et alcalinité) et la dimension du lac; nous avons donc supposé que les propriétés étudiées étaient représentatives de toute la ressource.

En combinant les données de l'échantillon et celles de tout le bassin versant avec le nombre de lacs et leur superficie, on peut évaluer l'étendue des zones menacées dans l'est du Canada. Comme cela a été fait pour l'élaboration du Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière (1983), nous avons supposé, d'après les dépôts, que la region menacée se trouve à l'est de la frontière entre l'Ontario et le Manitoba et au sud du 52° de latitude. Presque toute la région reçoit plus de 20 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ de SO_4^{-2} (Barrie et Hales 1984).

En supposant que les eaux douces sont réparties de façon proportionnelle à la masse de terre de part et d'autre du 52° de latitude, nous avons calculé que la superficie des eaux douces recevant une quantité élevée de dépôts est de 161 980 km^2 (tableau 32), dont 56 % se trouvent au Québec. En supposant que tous les bassins versants que nous avons étudiés sont représentatifs de chacune des régions, nous calculons que plus de 700 000 lacs de l'est du Canada reçoivent une quantité de dépôts supérieure à la concentration de fond.

Lorsque les données sur l'alcalinité provenant de chacune des provinces ont été réparties en classes et combinées aux données de tout le bassin versant, nous avons constaté que 4 243 km^2 (tableau 33) des eaux douces de l'est du Canada avaient en général une alcalinité de zéro ou moins (correspondant à un pH d'environ 5,3 ou moins). Plus des deux tiers de cette superficie se trouve en Ontario.

En classant les données de l'étude selon les critères établis (alcalinité inférieure à 50 $\mu eq \cdot L^{-1}$, pH inférieur à 6 ou pH acide inférieur à 4,7 (Henriksen 1980)), nous pouvons établir le nombre de lacs appartenant à chacune de ces catégories. Nous avons calculé que plus de 350 000 lacs ont une alcalinité inférieure à 50 $\mu eq \cdot L^{-1}$ (tableau 34). Près de 150 000 lacs ont un pH inférieur à 6, condition qui représente un seuil pour la diversité des espèces inférieures. Finalement, nous avons calculé qu'il y a plus de 14 000 lacs acides.

Ces chiffres, bien qu'ils aient été estimés à partir d'un petit échantillon de 814 lacs sur un total de 716 922, nous permettent effectivement de mesurer l'étendue des eaux douces menacées dans l'est du Canada.

TABLEAU 32. Eaux douces de l'est du Canada.

Province	Superficie totale des eaux douces (km^2)[a]	Pourcentage au sud du 52° de latitude[b]	Eaux douces	
			Superficie (km^2)	N[bre c]
Ontario (à l'exception des Grands Lacs)	86 625,2	65,4	56 652,9	126 278
Québec	183 890,0	49,1	90 313,3	441 752
Terre-Neuve/Labrador	22 687,0	48,2	10 930,1	138 711
Nouveau-Brunswick	1 344,0	100,0	1 344,0	3 596
Nouvelle-Écosse	2 650,0	100,0	2 650,0	6 585
Total			161 890,3	716 922

[a]Bracken (1983)

[b]Mémorandum déclaratif d'intention concernant la pollution atmosphérique transfrontière (1983) ≡ région recevant une charge en sulfates supérieure à la charge de fond.

[c]À partir de dénombrements et de mesures (fig. 1)

TABLEAU 33. Eaux douces de l'est du Canada par classe d'alcalinité et par province (km^2).

Classe d'alcalinité ($\mu eq \cdot L^{-1}$)	Ontario	Québec	Terre-Neuve/ Labrador	N.-B.	N.-É.	Total
− 100	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
− 50	0,0	0,0	0,0	0,0	103,6	103,6
0	2 946,0	0,0	0,0	78,0	1 115,2	4 139,2
50	15 296,3	47 009,9	5 924,1	565,0	1 258,6	70 054,0
100	10 084,2	18 352,0	3 355,5	429,2	103,6	32 324,4
150	10 764,1	5 785,8	601,2	96,9	0,0	17 247,9
200	5 835,2	5 424,2	317,0	117,0	0,0	11 693,5
300	2 606,0	4 701,0	185,8	18,8	34,5	7 546,2
400	3 909,1	1 446,5	87,4	0,0	34,5	5 477,5
	5 212,1	7 593,9	459,1	39,0	0,0	13 304,1

TABLEAU 34. Sommaire des indices de sensibilité des lac échantillonnés et extrapolation à tous les lacs au sud du 52° de latitude dans l'est du Canada.

	Indice de sensibilité							
	ISC > 3		[Alc] < 50 $\mu eq \cdot L^{-1}$		pH < 6		« Acides »[a]	
Province	%[b]	N[bre c]	%	N[bre]	%	N[bre]	%	N[bre]
Ontario	61,8	78 040	32,2	40 662	22,9	28 918	1,6	2 020
Québec	72,6	320 712	52,0	229 711	16,3	72 006	1,4	6 185
Terre-Neuve/ Labrador	89,9	124 701	54,2	75 181	29,9	41 475	1,8	2 497
Nouveau-Brunswick	71,7	2 578	47,8	1 718	35,3	1 269	15,4	554
Nouvelle-Écosse	95,0	6 256	93,3	6 144	73,7	4 853	47,3	3 115
Total		532 287		353 417		148 521		14 371

[a]D'après Henriksen (1980)
[b]Pourcentage de l'échantillon de l'étude
[c]D'après le tableau 31

Résumé à l'intention de la direction

On suppose que les eaux douces du Canada à l'est de la frontière entre l'Ontario et le Manitoba et au sud du 52° de latitude sont exposées aux précipitations acides. Presque toute la région située au sud du 52°, qui renferme 161 890 km^2 d'eaux douces (dont 56 % se trouvent au Québec), reçoit plus de 20 $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ de SO_4^{-2}. En général, nous estimons qu'il y a plus de 700 000 lacs dans l'est du Canada qui reçoivent une quantité de dépôts de beaucoup supérieure à la concentation de fond, et que 4 243 km^2 d'eaux douces de l'est du Canada, dont plus des deux tiers sont en Ontario, sont actuellement acides.

Les eaux douces et les pêches de la Nouvelle-Écosse sont de loin les plus sensibles aux effets du transport à grande distance des polluants atmosphériques (TGDPA) : sur plus de 1 200 km^2 de lacs acides en Nouvelle-Écosse, 104 km^2 ont une alcalinité inférieure à -50 $\mu eq \cdot L^{-1}$ (tableau 33).

En général, le nombre estimé de lacs, d'après la plage des indices (tableau 34), illustre l'importance des ressources menacées ou déjà touchées. Près de 150 000 lacs ont un pH inférieur à 6 et plus de 14 000 sont classés acides selon le critère d'Henriksen (1980). Plus de 350 000 lacs ont une alcalinité inférieure à 50 $\mu eq \cdot L^{-1}$.

Dans tout l'est du Canada, la tendance vers un moins grand nombre d'espèces de poissons et d'organismes phytoplanctoniques, zooplanctoniques et benthiques persiste lorsque le pH est inférieur à 6. Cette réaction biologique nous oblige à étendre la zone menacée de façon à inclure les réseaux où le pH est inférieur ou égal à 6. Il est également évident qu'il y a non seulement moins d'espèces dans les lacs à pH faible, mais que dans la plupart des régions, l'abondance des poissons diminue avec la baisse du pH. D'après cette relation empirique, non seulement y a-t-il des lacs à pH faible qui font vivre une communauté comportant moins d'espèces, mais la production de poissons peut aussi être moindre dans des réseaux acides. On constate également que les limites physiques de l'habitat aquatique influent fortement sur la variété des communautés de toutes les composantes du biote que nous avons étudiées; cet effet intrinsèque de l'habitat est influencé de plus par le pH et l'alcalinité.

Dans la communauté biologique, c'est le benthos qui a la plus faible réaction. On s'y attendait, cependant, étant donné que les membres de la communauté benthique ont tendance à tirer profit du pouvoir tampon provenant de leur substrat.

Il n'y a pratiquement pas de preuves dans la documentation à l'effet que la charge corporelle des poissons en métal augmente avec une baisse du pH et de l'alcalinité. C'est en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick que nous observons le meilleur rapport entre la concentration des métaux (Al, Mn, Fe) et le pH et l'alcalinité des lacs. Dans toutes les régions, nous avons relevé chez les poissons des concentrations élevées d'un ou de plusieurs métaux semblables à celles relevées dans d'autres régions où la contamination était connue. Dans toutes les provinces, on a trouvé des poissons dont la charge en Hg dépassait les normes sanitaires, même si le lac était éloigné et clair. Également dans toutes les provinces, à l'exception du Nouveau-Brunswick, 27 à 47 % des lacs contenaient des poissons dont la concentration de Hg dépassait la norme établie pour la protection de la santé.

La plage des concentrations d'Al (les valeurs provinciales moyennes sont comprises entre 43 et 119 $\mu g \cdot L^{-1}$) des lacs de l'est du Canada est à mi-chemin entre celle des lacs non acides et des lacs acides de la Scandinavie. En général, il existe un rapport statistique entre l'Al et le pH du lac, mais il existe des différences régionales au niveau de la disponibilité du métal, la Nouvelle-Écosse ayant en général des concentrations plus élevées. Le Mn a un rapport avec le pH au Nouveau-Brunswick qui, avec la Nouvelle-Écosse, possédait la concentration moyenne de Mn la plus élevée dans l'est du Canada. Il existe aussi un rapport statistique entre le Cu et le Ni et le pH des lacs en Ontario et au Québec où les concentrations couvrent la plus vaste plage. En réalité, certaines concentrations de Cu dépassent les concentrations reconnues pour avoir des effets sur le comportement et la croissance. Parce que les métaux à l'état de traces ont un rôle à jouer au niveau des effets observés au cours de l'acidification des lacs, il est évident que les dépôts acides ont des répercussions plus importantes dans les régions du Canada où la disponibilité des métaux est plus grande.

Les différences entre les lacs de l'est du Canada sont attribuables en grande partie aux variations de leurs principaux ions, surtout de l'alcalinité, du Ca et du Mg. Il semble, d'après les données, que des différences régionales (probablement dues à des différences géologiques) peuvent masquer des fluctuations de conditions chimiques influencées par les dépôts atmosphériques.

Il est évident qu'une partie importante des eaux douces dans l'est du Canada est menacée et qu'une fraction considérable des eaux douces est sous-productive du point de vue des pêches. Toutefois, on connaît mal l'évolution passée et l'avenir des ressources.

Remerciements

Les données étudiées dans la présente publication nous ont été fournies par W. Bruce et D. Scruton (MPO, St. John's, T.-N.), R. Peterson (MPO, St. Andrews, N.-B.), Y. Vigneault et C. Langlois (MPO, Québec, Qué.). Toutes ces personnes ont été tolérantes et d'une grande aide. Nous assumons la responsabilité des erreurs de transcription ou d'interprétation qui auraient pu se glisser.

Un groupe de biologistes et de scientifiques nous ont aidés en orientant le déroulement de nos analyses. Nous remercions sincèrement ces personnes (R. Hesslein, FWI; M. Johnson, DRPGL; M. Thompson, CCIW; Y. Vigneault, MPO; R. Peterson, SABS; D. Scruton, MPO; et W. Watt, MPO) pour leurs excellents conseils.

L. Greig et D. Marmorek d'Environmental and Social Systems Analysts Ltd. (ESSA) ont analysé une grande partie des données.

Nous tenons à remercier particulièrement les personnes suivantes pour avoir révisé la pénultième version du manuscrit : G. Glass, USEPA; W. Scheider, OME; R. Hesslein, FWI; M. Thompson, CCIW; D. Scruton, MPO; et R. Peterson, SABS. Les réviseurs choisis par la Direction de l'information et des publications pour réviser la dernière version du manuscrit ont accompli un travail extrêmement utile et montré un grand souci des détails.

Références

ALMER, B., W. DICKSON, C. EKSTRÖM, E. HORNSTRÖM ET V. MILLER. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. Ambio 3 : 30-36.

ALMER, B., W. DICKSON, C. EKSTRÖM ET E. HORNSTRÖM. 1978. Sulfur pollution and the aquatic ecosystem, p. 273-311. *Dans* J.O. Nriagu [éd.]. Sulfur in the environment. Part II. Ecological Impacts. John Wiley & Sons, New York, NY.

ARMSTRONG, F.A.J. ET A. LUTZ. 1977a. L. Huron, 1974 : PCB, chlorinated insecticides, heavy metals and radioacvitiy in offshore fish. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 692 : v + 14 p.

1977b. PCB, chlorinated insecticides and heavy metals in offshore fish from L. Huron and Superior. Fish Mar. Serv., Environ. Can., Freshwater Inst., Winnipeg (Man.) (rapport interne).

ARMSTRONG, R. ET R. SLOAN. 1980. Trends in levels of several known chemical contaminants in fish from New York state waters. N.Y. State Dep. Environ. Conserv. Tech. Rep. 80-2.

ASPILA, K.I. ET S. TODD. 1984. LRTAP intercomparison study L-3 : major ions, nutrients and physical properties in water. LRTAP publication series Ms No. 101-AMD-6-85-KIA : 36 p.

BAKER J.P. ET C.L. SCHOFIELD. 1980. Aluminum toxicity to fish as related to acid precipitation and Adirondak surface water quality, p. 292-293. *Dans* D. Drablos et A. Tollan [éd.]. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-Project, Sandefjord, Norvège.

BARRIE, L.A. ET J.M. HALES. 1984. Spatial distributions of precipitation acidity and major ion wet deposition in North America during 1980. Tellus 36 : 333-355.

BEAMISH, R.J. 1976. Acidification of lakes in Canada by acid precipitation and the resulting effects on fishes. Water Air Soil Pollut. 6 : 501-514.

BEAMISH, R.J. ET H.H. HARVEY. 1972. Acidification of the La Cloche Mountain Lakes, Ontario, and resulting fish mortalities. J. Fish. Res. Board Can. 29 : 1131-1143.

BEAMISH, R. ET J. VAN LOON. 1977. Precipitation loading of acid and heavy metals to a small acid lake near Sudbury, Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 34 : 649-658.

BRACKEN, S. 1983. Canadian almanac and directory. Kopp, Clark, Pitman. Canada. 1015 p.

BRAEKKE, E.H. 1976. Impact of acid precipitation of forest and freshwater ecosystems in Norway. FR 6/76, SNSF-Project, Oslo, Norvège. 111 p.

BROUARD, D., M. LACHANE, G. SHOONER ET R. VAN COLLIE. 1983. Sensibilité à l'acidification de quatre rivières à saumons de la Côte nord du Saint-Laurent (Québec). Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 1109F : 61 p.

BROWNE, R.A. 1981. Lakes as islands : biogeographic distribution, turnover rates, and species composition in lakes of central New York. J. Biogeogr. 8 : 75-83.

CARTER, J.C.H. 1971. Distribution and abundance of planktonic Crustacea in ponds near Georgian Bay (Ont, Can.) in relation to hydrography and water chemistry. Arch. Hydrobiol. 68 : 204-231.

COLBY, P.J., G.R. SPANGLER, D.A. HURLEY ET A.M. MCCOMBIE. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. J. Fish. Res. Board Can. 29 : 975-983.

CONROY, N., D.S. JEFFRIES ET J.R. KRAMER. 1974. Acid shield lakes in the Sudbury, Ontario, region. Proc. 9th Can. Symp. on Water Pollut. Res. 9 : 45-61.

CONWAY, H.L. ET G.R. HENDREY. 1982. Ecological effects of acid precipitation on primary producers, p. 227-295. *Dans* F. M. D'Itri [éd.]. Acid precipitation effects on ecological systems. Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, MI.

CRONAN, C.S. ET C.L. SCHOFIELD. 1979. Aluminum leaching response to acid precipitation : effects on high elevation watersheds in the northeast. Science 204 : 304-306.

MINISTÈRE DES PÊCHES ET DES OCÉANS (MPO). 1982. Acidic precipitation in eastern Canada : an application of adaptive management to the problem of assessing and predicting impacts on an extensive basis. Résultats d'un atelier de modélisation. 145 p.

DICKSON, W. 1975. The acidification of Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm. 54 : 8-20.

1980. Properties of acidified waters, p. 75-83. *Dans* D. Drablos et A. Tollan [éd.]. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-Project, Sandefjord, Norvège.

DILLON, P.J., D.S. JEFFRIES, W.A. SCHEIDER ET N.D. YAN. 1980. Some aspects of acidification in southern Ontario, p. 212-213. *Dans* D. Drablos et A. Tollan [éd.]. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-Project, Sandefjord, Norvège.

DILLON, P.J., D.S. JEFFRIES, W. SNYDER, R. REID, N.D. YAN, D. EVANS, J. MOSS ET W. SCHEIDER. 1978. Acidic precipitation in south-central Ontario : recent observations. J. Fish. Res. Board Can. 35 : 809-815.

DILLON, P.J., N.D. YAN ET H.H. HARVEY. 1984. Acidic deposition : effects on aquatic ecosystems. CRC Critical Reviews in Environ. Control. 13 : 167-194.

DRISCOLL, C., J. BAKER, J. BISOGNI ET C. SCHOFIELD. 1980. Effects of aluminum speciation on fish in dilute, acidified waters. Nature 284 : 161-164.

EILERS, J.M., G.E. GLASS, K.E. WEBSTER ET J.A. ROGALLA. 1983. Hydrologic control of lake susceptibility to acidification. Can. J. Fish Aquat. Sci. 40 : 1896-1904.

ENVIRONMENT CANADA. 1979. Analytical methods manual. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité de l'eau, Ottawa (Ont.)

FOX, D.J. ET K.E. GUIRE. 1976. Documentation for MIDAS (3e édition). Statistical Research Laboratory, University of Michigan. 203 p.

FIMREITE, N., W.M. HOLSWORTH, J.A. KEITH, P.A. PEARCE ET I.M. GRUCHY. 1971. Mercury in fish and fish-eating birds near sites of industrial contamination in Canada. Can. Field-Nat. 85 : 211-220.

FIMREITE, N. ET L.M. REYNOLDS. 1973. Mercury contamination of fish in northwestern Ontario. J. Wildl. Manage. 37 : 62-68.

GIESY, H.P., JR. ET J.G. WEINER. 1977. Frequency distributions of trace metal concentrations in five freshwater fishes. Trans. Am. Fish. Soc. 106 : 393–403.

GJESSING, E.T., A. HENRIKSEN, M. JOHANNESEN ET R.F. WRIGHT. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater chemistry, p. 65–85. *Dans* F.H. Braekke [éd.]. Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway, vol. 6.

GLASS, G.E. ET O.L. LOUCKS [ÉD.]. 1980. Impacts of airborne pollutants on wilderness areas along the Minnesota–Ontario border. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN. EPA-60001 3–80–044 : 186 p.

GORHAM, E. ET A.G. GORDON. 1960. The influence of smelter fumes upon the chemical composition of lake waters near Sudbury, Ontario, and upon the surrounding vegetation. Can. J. Bot. 38 : 477–487.

HAINES, T.A. 1981. Acidic precipitation and its consequences : a review. Trans. Am. Fish. Soc. 110 : 669–707.

HANES, T.A. ET J. AKIELASZEK. 1983. A regional survey of chemistry of headwater lakes and streams in New England : vulnerability to acidification. U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land Use Team, FWS/OBS–80140.15 : 141 p.

HARVEY, H.H. 1982. Population responses of fishes in acidified waters, p. 227–242. *Dans* T.A. Haines et R.E. Johnson [éd.]. Acid rain fisheries. Proc. Int. Symp. Acid Precipitation and Fishery Impacts in North America. Northeastern Division Am. Fish. Soc. 357 p.

HENDREY, G.R. 1982. Effects of acidification on aquatic primary producers and decomposers, p. 125–134. *Dans* T.A. Haines et R.E. Johnson [éd.]. Acid rain/fisheries. Proc. Int. Symp. Acid Precipitation of Fishery Impacts in North America. Northeastern Division Am. Fish. Soc. 357 p.

HENRIKSEN, A. 1979. A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. Nature 278 : 542–545.

1980. Acidification of freshwaters — a large scale titration. *Dans* D. Drablos et A. Tollan [éd.]. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-Project, Sandefjord. Norvège.

1982. Susceptibility of surface waters to acidification, p. 103–121. *Dans* T.A. Haines et R.E. Johnson [éd.]. Acid rain/fisheries. Proc. Int. Symp. Acid Precipitation and Fishery Impacts in North America. Northeastern Division Am. Fish. Soc. 357 p.

HENRIKSEN, A. ET R. WRIGHT. 1977. Effects of acid precipitation on a small acid lake in southern Norway. Nord. Hydrol. 8 : 1–10.

HODSON, P.V., B.R. BLUNT ET D.J. SPRY. 1978. Chronic toxicity of water-borne and dietary lead to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Lake Ontario water. Water Res. 12 : 869–878.

INTERNATIONAL JOINT COMMISSION (IJC). 1984. Preliminary assessment of the effects of persistent toxic substances on Great Lakes aquatic populations. Preparé par Health of Aq. Communities Work Grp. G.L. Science Advisory Board, International Joint Commission, Windsor (Ont).

JEFFRIES, D.S., C.M. COX ET P.J. DILLON. 1979. Depression of pH in lakes and streams in central Ontario during snowmelt. J. Fish. Res. Board Can. 36 : 640–646.

JERNELOV, A., L. LANDER ET T. LARSSON. 1975. Swedish prespectives on mercury pollution. J. Water Pollut. Control Fed. 47 : 810–822.

JOHNELS, A.G., T. WESTERMARK, W. BERG, P.I. PERSSON ET B. SJOSTRAND. 1967. Pike (*Esox lucius* L.) and some other aquatic organisms in Sweden as indicators of mercury contamination in the environment. Oikos 18 : 323–333.

JOHNSON, M.G., J.H. LEACH, C.K. MINNS ET C.H. OLVER. 1977. Limnological characteristics of Ontario lakes in relation to associations of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*), northern pike (*Esox lucius*), lake trout (*Salvelinus namaycush*), and smallmouth bass (*Micropterus dolomieui*). J. Fish. Res. Board Can. 34 : 1592–1601.

JOHNSON, N.M., G.E. LIKENS, F.H. BORMAN, D.W. FISHER ET R.S. PIERCE. 1969. A working model for the variation in stream water chemistry at the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. Water Resour. Res. 5 : 1535–1563.

KELSO, J.R.M. ET R. FRANK. 1974. Organochlorine residues, mercury, copper and cadmium in yellow perch, white bass and smallmouth bass, Long Point Bay, L. Erie. Trans. Am. Fish. Soc. 103 : 577–581.

KELSO, J.R.M. ET J.M. GUNN. 1984. Responses of fish communities to acidic waters in Ontario, p. 105–114 *Dans* G.R. Hendrey [éd.]. Early biotic responses to advancing lake acidification. Acid Precipitation Series, vol. 6. Ann Arbor Sci. Publ., Ann Arbor, MI.

KELSO, J.R.M. ET C.K. MINNS. 1982. Current status of lake acidification and its effect on the fishery resources of Canada. *Dans* T.A. Haines et R.E. Johnson [éd.]. Acid rain/fisheries. Proc. Int. Symp. Acid Precipitation and Fishery Impacts in North America. 357 p.

KEREKES, J.J. ET T. POLLOCK. 1983. Comment on evidence of acidification on some Nova Scotia rivers and its impact on Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 2260–2261.

KONRAD, J.G., S.J. KLEINERT, P.E. DEGURSE ET J. RUHLAND. 1974. Surveys of toxic metals in Wisconsin. Wisconsin Dep. Nat. Resour. Tech. Bull. 74 : 15 p.

KWIATKOWSKI, R.E. ET J.C. ROFF. 1976. Effects of acidity on the phytoplankton and primary productivity of selected northern Ontario lakes. Can. J. Bot. 54 : 2546–2561.

LAGLER, K.F., J.E. BARDACK ET R.R. MILLER. 1962. Ichthyology. John Wiley & Sons Inc., New York, NY. 545 p.

LEACH, J.H., M.G. JOHNSON, J.R.M. KELSO, J. HARTMAN, W. NUMANN ET B. ENTZ. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. J. Fish. Res. Board Can. 34 : 1964–1971.

LEIVESTAD, H.G., G.R. HENDREY, I.P. MUNIZ ET E. SNEKVIK. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms, p. 87–111. *Dans* E.H. Braekke [éd.]. Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. FR/6/76, SNSF-Project, Oslo, Norvège.

LOVETT, R.M., W.H. GUTENMAN, I.S. PAKKALA, W.D. YOUNGS, D.J. LISK, G.E. BURDICK ET E.J. HARRIS. 1972. A survey of the total cadmium content of 406 fish from 49 New York State freshwaters. J. Fish. Res. Board Can. 29 : 1283–1290.

LUCAS, H.F., JR., D.N. EDGINGTON ET P.J. COLBY. 1970. Concentrations of trace elements in Great Lakes fishes. J. Fish. Res. Board Can. 27 : 677-684.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MDE). 1976. Lake Superior assessment of nearshore fisheries. Atelier D, projet D-20. Great Lakes Surveys Unit, ministère de l'Environnement, Toronto (Ont.) (rapport interne).

1979. Determination of the susceptibility to acidification of poorly buffered surface waters. Ont. Minist. Environ. Tech. Rep. 21 p.

MALLEY, D.F., D.L. FINDLAY ET P.S.S. CHANG. 1982. Ecological effects of acid precipitation on zooplankton, p. 297-327. *Dans* F.M. D'Itri [éd.]. Acid precipitation effects on ecological systems. Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, MI.

MAY, T.W. ET G.L. MCKINNEY. 1981. Cadmium, lead, mercury, arsenic and selenium concentrations in freshwater fish, 1976-77 National Pesticide Monitoring Program, Pestic. Monit. J. 15 : 14-38.

MÉNARD, Y. 1982. Description du benthos de 35 échantillons du Bouclier Canadien en 1981 pour Pêches et Océans Canada. Bio-conseil Inc. Ébauche de rapport. 10 p.

MINNS, C.K. 1981. Acid rain : a preliminary estimate of the risk to Ontario's inland fisheries. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1622 : vi + 36 p.

MINNS, C.K., J.R.M. KELSO, ET M.G. JOHNSON. 1986. Large-scale risk assessment of acid rain impacts on fisheries : models and lessons. Can. J. Fish. Aquat. Sci. (sous presse).

MURPHY, B.R., G.J. ATCHISON ET A.W. MCINTOSH. 1978. Cadmium and zinc content of fish from an industrially contaminated lake. J. Fish. Biol. 13 : 327-335.

NERO, R.W. ET D.W. SCHINDLER. 1983. Decline of *Mysis relicta* during the acidification of lake 223. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 1905-1911.

OLIVER, B.G., E.M. THURMAN ET R.L. MALCOLM. 1983. The contribution of humic substances to the acidity of coloured natural waters. Geochim. Cosmochim. Acta 47 : 2031-2035.

OVERREIN, L., H. SEIP ET A. TOLLAN. 1980. Acid precipitation — effects on forest and fish. Final Report of the SNSF project 1972-80, Oslo, Norvège. Rep. 19 : 175 p.

PETERSON, R.H. ET D.J. MARTIN-ROBICHAUD. 1982. Food habits of fishes in ten New Brunswick lakes. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1094 : iii + 43 p.

PFEIFFER, M.H. ET P.J. FESTA. 1980. Acidity status of lakes in the Adirondack region of New York in relation to fish resources. Prog. Rep. N.Y. State Dept. of Env. Conserv., Albany, N.Y.

RADDUM, G.G. 1980. Comparison of benthic invertebrate in lakes with different acidity, p. 330-331. *Dans* D. Drablos et A. Tollan [éd.]. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-Project, Sandefjord, Norvège.

RADDUM, G.G. 1980. Comparison of benthic invertebrates in lakes with different acidity, p. 330-331. *Dans* D. Drablos et A. Tollan [éd.]. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-Project, Sandefjord, Norvège.

RADDUM, G.G., A. HOBAEK, E.R. LOMSLAND ET T. JOHNSON. 1980. Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in south Norway, p. 332-333. *Dans* D. Drablos et A. Tollan [éd.]. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-Project, Sandefjord, Norvège.

RAHEL, F.J. ET J.J. MAGNUSON. 1983. Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes : inferences for cultural acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 3-9.

SCHEIDER W.A., D.S. JEFFRIES ET P.J. DILLON. 1979. Effects of acidic precipitation on Precambrian freshwaters in southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5 : 45-51.

SCHINDLER, D.W. ET S.K. HOLMGREN. 1971. Primary production and phytoplankton in the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario and other low carbonate waters, and a liquid scintillation method for determining ^{14}C activity in photosynthesis. J. Fish. Res. Board Can. 28 : 189-201.

SCHOFIELD, C. 1976. Lake acidification in the Adirondack Mountains of New York : causes and consequences, p. 477. *Dans* L.S. Dochinger et T.S. Seliga [éd.]. Proc. First Int. Symp. Acid Precipitation and the Forest Ecosystem. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. NE-23, Columbus, OH.

SCHOFIELD, C.L. 1982. Historical fisheries changes in the United States related to decreases in surface water pH, p. 57-67. *Dans* T.A. Haines et R.E. Johnson [éd.]. Acid rain/fisheries. Proc. Int. Symp. Acid Precipitation and Fishery Impacts in North America. Northeastern Division Am. Fish. Soc. 357 p.

SCHOFIELD, C.L. ET J.R. TROJNAR. 1980. Aluminum toxicity to fish in acidified waters, p. 341-366. *Dans* T.Y. Toribara, M.W. Miller et P.E. Morrow [éd.]. Polluted Rain. Plenum Press, New York, NY.

SCOTT, W.B. ET E.J. CROSSMAN. 1973. Freshwater fishes of Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. 184 : 966 p.

SCRUTON, D.A. 1983. A survey of headwater lakes in insular Newfoundland, with special reference to acid precipitation. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1195 : v + 110 p.

1984. Criteria used for selecting rivers for sampling in Newfoundland. Correspondance. GLFRB, Sault Ste. Marie (Ont.).

SINGER, R. 1982. Effects of acidic precipitation on benthos, p. 329-363. *Dans* F.M. D'Itri [éd.]. Acid precipitation : effects on ecological systems. Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, MI.

SPRULES, W.G. 1975. Midsummer crustacean zooplankton communities in acid-stressed lakes. J. Fish. Res. Board Can. 32 : 389-395.

SPRY, D., C. WOOD ET P. HODSON. 1981. The effects of environmental acid on freshwater fish with particular reference to the soft water lakes in Ontario and the modifying effects of heavy metals. A literature review. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 999 : 144 p.

STUMM, W. ET J.J. MORGAN. 1970. Aquatic Chemistry. Wiley Interscience Inc., Londres et New York. 583 p.

THOMPSON, M.E. ET M.G. HUTTON. 1982. Sulfate in lakes of Eastern Canada : calculated atmospheric loads compared with measured wet deposition. Institut national de recherche en hydrologie, Environnement Canada, Burlington (Ont.) (rapport inédit).

1985. Sulfate in lakes of Eastern Canada : calculated yields compared with measures wet and dry deposition. Water Air Soil Pollut. 24 : 77-83.

TITUS, K., J.A. MOSHER ET B.K. WILLIAMS. 1984. Chance-corrected classification for use in discriminant analysis : ecological applications. Am. Midl. Nat. 111 : 1-7.

U.S. CANADA MEMORANDUM OF INTENT ON TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION. 1983. Impact Assessment Work Group 1. Rapport final. Janv. 1983.

U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE. 1982. Effects of acid precipitation on aquatic resources : results of modeling workshops. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, Eastern Energy and Land Use Team and Western Energy Land Use Team, FWS/OBS-80/40. 12. 129 p.

UTHE, J.F. ET E.G. BLIGH. 1971. Preliminary survey of heavy metal contamination of Canadian freshwater fish. J. Fish. Res. Board Can. 28 : 786-788.

VAUGHAN, H.H., J.K. UNDERWOOD ET J.G. OGDEN, III. 1982. Acidification of Nova Scotia lakes 1 : response of diatom assemblages in Halifax area. Water Air Soil Pollut. 18 : 353-361.

VINIKOUR, W.S., R.M. GOLDSTEIN ET R.V. ANDERSON. 1980. Bioconcentration patterns of zinc, copper, cadmium and lead in selected fish species from the Fox R., Illinois. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24 : 727-734.

VOLLENWEIDER, R.A. 1969. A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. International Biological Programme. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

WATT, W.D., C.D. SCOTT ET W.J. WHITE. 1983. Evidence of acidification of some Nova Scotian rivers and its impact on Atlantic salmon (*Salmo salar*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40 : 462-473.

WHELAN, W.G. ET R.J. WISEMAN. 1975. The limnology and sport fish populations of three lakes located in the Deer Park, Avalon Peninsula, Nfld. Resource Development Br., Fisheries and Marine Service, Terre-Neuve. Data Rep. Series No. NEW/D-75-5. ii + 49 p.

1977. The limnology and sport fish populations of three lakes located on the southern shore, Avalon Peninsula, Nfld. Research and Resource Serv. Directorate, Fisheries and Marine Service, St. John's (T.-N.). Data Rep. 26.

WINDOM, H.R., R. STICKNEY, R. SMITH, D. WHITE ET F. TAYLOR. 1973. Arsenic, cadmium, copper, mercury, and zinc in some species of North Atlantic finfish. J. Fish. Res. Board Can. 30 : 275-279.

WRIGHT, R.F. ET E.T. GJESSING. 1976. Acid precipitation : changes in the chemical composition of lakes. Ambio 5 : 219-223.

WRIGHT, R.F. ET E. SNEKVIK. 1978. Acid precipitation : chemistry and fish populations in 700 lakes in southernmost Norway. Verh. Int. Verein. Limnol. 20 : 765-775.

WRIGHT, R.F., N. CONROY, W.T. DICKSON, R. HARRIMAN, A. HENRIKSON ET G.H. SCHOFIELD. 1980. Acidified lake districts of the world : a comparison of water chemistry in southern Norway, southern Sweden, southwestern Scotland, Adirondack Mountains of New York and southwestern Ontario, p. 377-379. *Dans* D. Drablos et A. Tollan [éd.]. Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. SNSF-Project, Sandefjord, Norvège.

WRIGHT, R.F., T. DALE, E.T. GJESSING, E.E. DENDREY, A. HENRIKSEN, M. JOHANNESSEN ET I.P. MUNIZ. 1976. Impact of acid precipitation on freshwaters ecosystems in Norway. Water Air Soil Pollut. 6 : 483-499.

WRIGHT, R.F., T. DALE, C. LYSHOLM, E. STOREN, A. HENRIKSEN, G.E. HENDREY, E.T. GJESSING ET M. JOHANSSEN. 1977. Regional surveys of small Norwegian lakes, October 1974, March 1975, March 1976 and March 1977. IR 33/77, SNSF-Project, Oslo, Norvège. 467 p.

YAN, N.D. ET P. STOKES. 1978. Phytoplankton of an acidic lake, and its responses to experimental alterations of pH. Environ. Conserv. 5 : 93-100.

YAN, R., R. GIRARD ET C. LAFRANCE. 1979. Survival of rainbown trout, *Salmo gairdneri*, in submerged enclosures in lakes treated with neutralizing agents near Sudbury, Ontario. Ont. Minist. Environ. Tech. Rep. LTS 79-2.

Annexe A
Laboratoires qui ont analysé les poissons et les échantillons d'eau

Ontario

Poissons
- — Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands Lacs, MPO, Sault Ste. Marie
- — Laboratoire national de la qualité de l'eau, Environnement Canada, Burlington

Eau
- — Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands Lacs, MPO, Sault Ste. Marie
- — Centre de recherches forestières des Grands Lacs, Environnement Canada, Sault Ste. Marie
- — Laboratoire national de la qualité de l'eau, Environnement Canada, Burlington

Québec

Poissons
- — Laboratoire Capitaine-Bernier, MPO, Longueuil.

Eau
- — Institut national de la recherche scientifique, Université du Québec
- — Le Groupe Dryade, conseillers en environnement

Labrador

Poissons
- — Barringer Magenta Ltd., Toronto

Eau
- — Environmental Chemistry Lab., Victoria General Hospital, Halifax (N.-É.)
- — Dobrocky Seatech Ltd., St. John's (T.-N.)

Terre-Neuve

Poissons
- — Dobrocky Seatech Ltd. (C.-B.)

Eau
- — Lab. de chimie de l'environnement, Halifax
- — Dobrocky Seatech Ltd., St. John's (T.-N.)

Nouvelle-Écosse et Nouveau-Brunswick

Poissons
- — Ocean Chem Ltd., Dartmouth (N.-É.)

Eau
- — Washburn and Gillis Assoc. Ltd., Fredericton (N.-B.)
- — K.F. Laboratories, Fredericton (N.-B.)

Annexe B
Calcul du pH à partir de l'alcalinité et du COD

Nous avons utilisé une table de courbes de titrage (tableau B1) pour calculer le pH en régime permanent à partir des valeurs prévues d'alcalinité et de teneurs en carbone organique dissous (COD) pour chaque lac, en supposant la saturation du CO_2 atmosphérique. Les courbes de titrage ont été calculées en résolvant de façon itérative l'équation suivante (U.S. Fish and Wildlife Service A82) :

$$\text{Alcalinité} = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{-2}] + [OH^-] + [RCOO^-] - [H^+]$$

où :

Alcalinité = alcalinité totale ($eq \cdot L^{-1}$, comme toutes les concentrations)

$$[HCO_3^-] = \frac{K_H K_1 - P_{CO_2}}{[H^+]}$$

$$K_H = 10^{-1,5}$$

$$K_1 = 10^{-6,3}$$

$$P_{CO_2} = 3,5$$

$$[CO_3^{-2}] = \frac{K_2[HCO_3^-]}{[H^+]}$$

$$K_2 = 10^{-10,3}$$

$$[OH^-] = \frac{K_W}{[H^+]}$$

$$K_W = 10^{-14}$$

$[RCOO^-]$ = concentration en base organique

$$= \frac{K_A[D_t]}{([H^+] + K_A)}$$

$$K_A = 10^{-4,41}$$

$[D_t]$ = COD en équivalents acide/base, et

$$= (2,62 \times 10^{-6}) \times \text{COD } (mg \cdot L^{-1}) + (7,63 \times 10^{-6})$$

(équation de régression tirée de Driscoll, C.T., dans Andrews *et al.* 1980).

Les méthodes de Newton et de la règle de fausse position ont été utilisées pour la résolution itérative de l'équation.

Divers auteurs ont formulé différentes hypothèses relativement à la solubilité du dioxyde de carbone dans l'eau (P_{CO_2}). Nous avons donc calculé les courbes de titrage correspondant aux concentrations de CO_2 aqueux de 1,0, 2,25 ou 10 fois le CO_2 atmosphérique.

TABLEAU B1. Rapports supposés entre le pH, l'alcalinité et le COD avec du CO_2 aqueux et atmosphérique en équilibre. Il existe des tables semblables pour les autres hypothèses relatives au CO_2.

Alcalinité ($\mu eq \cdot L^{-1}$)	COD ($mg \cdot L^{-1}$)			
	0	2	4	6
	8	10	12	14
400	7,889	7,883	7,877	7,871
	7,865	7,859	7,853	7,847
340	7,817	7,811	7,804	7,797
	7,789	7,782	7,775	7,767
280	7,731	7,723	7,715	7,706
	7,697	7,688	7,679	7,669
220	7,624	7,613	7,602	7,591
	7,579	7,567	7,555	7,542
160	7,48	7,466	7,45	7,434
	7,417	7,399	7,381	7,362
100	7,264	7,24	7,213	7,185
	7,155	7,122	7,087	7,049
90	7,215	7,186	7,156	7,123
	7,088	7,05	7,007	6,961
80	7,159	7,126	7,091	7,053
	7,011	6,965	6,914	6,855
70	7,094	7,057	7,015	6,969
	6,918	6,88	6,794	6,715
60	7,019	6,973	6,923	6,866
	6,8	6,722	6,629	6,512
50	6,927	6,871	6,806	6,729
	6,637	6,522	6,369	6,154
40	6,811	6,736	6,645	6,532
	6,382	6,168	5,859	5,536
30	6,652	6,542	6,394	6,183
	5,866	5,519	5,276	5,116
20	6,407	6,198	5,874	5,499
	5,24	5,075	4,961	4,875
10	5,896	5,475	5,198	5,029
	4,915	4,829	4,762	4,706
−20	4,605	4,558	4,518	4,484
	4,454	4,427	4,403	4,381
−40	4,359	4,337	4,317	4,299
	4,281	4,266	4,251	4,237
−60	4,201	4,188	4,175	4,164
	4,153	4,143	4,133	4,124
−80	4,083	4,075	4,067	4,059
	4,051	4,044	4,037	4,031
−100	3,99	3,984	3,979	3,973
	3,968	3,962	3,957	3,952